

Université de Montréal

**Épandage de biosolides papetiers et de boues de chaux
dans une plantation de peuplier hybride : Effets sur la
nutrition foliaire et la croissance**

par

Jean-Charles Miquel

Département de géographie

Faculté des arts et sciences

Mémoire présenté à la Faculté des arts et sciences

En vue de l'obtention du grade de Maître en sciences (M.Sc.)

En géographie

[Septembre, 2016]

© Jean-Charles Miquel, 2016

Résumé

L'utilisation de matières résiduelles fertilisantes (MRF) dans les plantations de peupliers hybrides (PEH) au Québec pourrait en maximiser la productivité et le volume marchand. Elle présenterait aussi l'avantage de minimiser l'enfouissement ou l'incinération des MRF. Cependant, le dosage des MRF doit être calibré en fonction de la réponse optimale des arbres. L'étude a été réalisée dans une plantation de PEH en Estrie. Un dispositif expérimental comprenant deux blocs (répétitions) de cinq parcelles - un témoin et quatre traitements de combinaisons de biosolides papetiers et de boue de chaux - y a été mis en place à l'automne 2012 et au printemps 2013, soit trois ans avant l'échantillonnage (été 2015). Les traitements représentaient les doses suivantes : 140 et 15 t ha⁻¹ (humides), 140 et 30 t ha⁻¹, 240 et 15 t ha⁻¹ et 240 et 30 t ha⁻¹ de biosolides et de boue de chaux, respectivement. Les propriétés physico-chimiques du sol et la morphologie et la nutrition des PEH ont été évaluées. Nous avons observé un effet très significatif des traitements de MRF sur la croissance des PEH par rapport aux parcelles non traitées. La hauteur des arbres a augmenté de 1,6 à 2 fois, le diamètre de 2,5 à 4 fois, la surface foliaire de 3 à 8 fois et le poids foliaire de 2,7 à 9 fois dans les parcelles traitées comparativement aux arbres des parcelles non traitées. Toutefois, aucune différence significative n'a pu être constatée entre les différents amendements. Les analyses de nutrition foliaire ont, quant à elles, démontré que la fertilisation avec les MRF permettait de pallier la faible disponibilité des nutriments dans le sol. Ainsi, avec l'ajout de MRF, les macronutriments N, P, K et Ca dans les feuilles se situaient à l'intérieur des plages de concentrations optimales, alors que sans MRF, les feuilles montraient des concentrations sous ces seuils. Malgré les faibles différences observées entre les quatre amendements, le traitement combinant 240 t ha⁻¹ de biosolides et 15 t ha⁻¹ de chaux est celui qui se rapprochait le plus d'une nutrition optimale pour le PEH. Les biosolides papetiers en combinaison avec la boue de chaux donnent des résultats très encourageants en ce qui a trait à la nutrition foliaire et le rendement des plantations du PEH lors des premières années d'établissement.

Mots-clés

Plantation, peuplier hybride, matières résiduelles fertilisantes, biosolides papetiers, boue de chaux, nutrition foliaire, productivité.

Summary

The use of fertilizing residual materials (FRM) in hybrid poplar (HP) plantations in Quebec could maximize yields and merchantable volumes. It would also have the advantage of minimizing the burial (landfill) or incineration of FRM. However, applications rates of FRM must be calibrated for an optimal response of the trees. The study was conducted in a PEH plantation in the Eastern Townships. An experimental design comprising two blocks (repetitions) of five plots - one control and four combinations of papermill biosolids and lime sludge - was established in fall 2012/spring 2013 and sampling was conducted three years later (summer 2015). The treatments represented the following application rates: 140 and 15 t ha⁻¹ (wet), 140 and 30 t ha⁻¹, 240 and 15 t ha⁻¹ and 240 and 30 t ha⁻¹ of biosolids and lime, respectively. Soil properties as well as morphology and nutrition of HP were evaluated. We observed a highly significant treatment effect on HP growth compared to untreated plots. The height of HP trees in the treated plots increased by 1.6 to 2 times, diameter by 2.5 to 4 times, leaf area by 3 to 8 times and the foliar weight by 2.7 to 9 times compared to the trees in the untreated plots. However, there was no significant difference among the various treatments. Foliar nutrition analyses showed that fertilization with FRM was sufficient to compensate for the low availability of nutrients in the soil. Thus, with FRM application, the macronutrients N, P, K and Ca in the leaves were within the optimal concentration ranges, whereas without FRM, the leaves showed concentrations below these thresholds. Despite the small differences observed among the four amendments, the treatment combining 240 t ha⁻¹ of biosolids and 15 t ha⁻¹ of lime was the one the closest to the optimal nutrition for HP. Papermill biosolids in combination with lime sludge provide very encouraging results in regard to foliar nutrition and yields of HP plantations.

Keywords

Plantation, hybrid poplar, biosolids, papermill biosolids, lime sludge, foliar nutrition, productivity.

Table des matières

Liste des abréviations et symboles.....	ix
Remerciements	x
1. Contexte général	1
2. État des connaissances	3
2.1 Propriétés physico-chimiques des biosolides et des boues de chaux	3
2.1.1 Les biosolides.....	3
2.1.2 Les boues de chaux.....	4
2.2 Effets de l'épandage des biosolides sur les sols	4
2.3 Effets de l'épandage des boues de chaux sur les sols	5
2.4 Impact des biosolides sur les arbres.....	6
2.5 Impact des boues de chaux sur les arbres.....	8
2.6 La valorisation des MRF en populiculture	8
2. Objectifs et hypothèses	11
3. Méthodologie	12
3.1 Site d'étude	12
3.2 Dispositif expérimental.....	13
3.3 Échantillonnage	15
3.3 Analyses de la composition chimique et de la texture du sol.....	16
3.4 Analyses foliaires	18
3.5 Traitement des données.....	18
3.5.1 L'analyse vectorielle	18
3.5.2 Le Boundary line	20
3.5.3 Le CND-ilr et le post-hoc Cate-Nelson	21
3.6 Analyses statistiques	25
4. Résultats	27
4.1 Effet des différents amendements de MRF sur les sols.....	27
4.2 Effet des différents amendements de MRF sur la nutrition foliaire du PEH.....	29
4.3 Effet des différents amendements de MRF sur la croissance du PEH	32
4.3.1 Hauteur.....	32
4.3.2 Diamètre	33
4.3.3 Surface et poids foliaire	34
4.4 Relations entre la chimie du sol, la nutrition foliaire et la croissance du PEH.....	35
4.4.1 Régressions curvi-linéaires	35
4.4.2 Analyse vectorielle.....	37
4.4.4 Boundary line.....	39
4.4.5 CND-ilr et Cate-Nelson.....	41
5. Discussion	48
5.1 Effets des biosolides papetiers et du chaulage sur la croissance	48

5.2 Effets des biosolides et du chaulage sur les sols et la nutrition foliaire	49
5.3 Raffinement des diagnostics foliaires par les analyses vectorielles et le Boundary line	52
5.4 Bénéfices des CND-ilr et du traitement <i>post-hoc</i> Cate-Nelson.....	53
5.5. Les métaux.....	55
5.6 Limites de notre étude	56
Conclusion	58
Bibliographie.....	59
Annexes	i

Liste des tableaux

Tableau 1. Composition chimique moyenne (et/ou minimum-maximum) des boues et résidus de papeterie en France.	4
Tableau 2. Distribution moyenne (et écart-type (EC) de la taille des particules du sol observée sur le site de la plantation de peuplier hybride en Estrie.....	12
Tableau 3. Partitions binaires séquentielles orthogonales typiques permettant de calculer les indices CND-ilr chez les plantes.....	22
Tableau 4. Design des balances pour les éléments utilisés dans l'analyse CND-ilr des données foliaires de la plantation de peuplier hybride en Estrie.	24
Tableau 5. Moyennes (et écarts-types, EC) du pH, de la capacité d'échange cationique effective (CEC _e), de la saturation en bases (SB) et de l'indice de saturation en phosphore (ISP) des sols des plantations de peuplier hybride en Estrie selon les différents amendements.	28
Tableau 6. Gains moyens en hauteur du peuplier hybride en Estrie selon les différents amendements de matières résiduelles fertilisantes par rapport aux parcelles non traitées.....	33
Tableau 7. Gains moyens en diamètre du peuplier hybride en Estrie selon les différents amendements de matières résiduelles fertilisantes par rapport aux parcelles non traitées.....	34
Tableau 8. Gains moyens en surface foliaire du peuplier hybride en Estrie selon les différents amendements de matières résiduelles fertilisantes par rapport aux parcelles non traitées.....	35
Tableau 9. Comparatif des différentes plages optimales de concentrations foliaires en N, P, K, Ca, Mg et Al du genre <i>Populus</i>	39
Tableau 10. Résultat de l'analyse linéaire discriminante des balances foliaires CND-ilr du peuplier hybride en Estrie sous les différents amendements de matières résiduelles fertilisantes.....	43
Tableau 11. Résultat de l'analyse linéaire discriminante des balances du sol CND-ilr du peuplier hybride en Estrie sous les différents amendements de matières résiduelles fertilisantes.....	46

Liste des figures

Figure 1: Répartition de la gestion des boues municipales au Québec en 2015 (estimation). La majeure partie des boues recyclées l'ont été sur des terres agricoles (Mddelcc 2015).	1
Figure 2. Classe texturale (en rouge) du sol du site de la plantation de peuplier hybride en Estrie.	13
Figure 3. Plan expérimental d'épandage des matières résiduelles fertilisantes dans la plantation de peuplier hybride en Estrie.....	14
Figure 4. Représentation schématique du protocole d'implantation du clone de PEH DNxM-915508 après l'épandage des biosolides papetiers et de la boue de chaux sur le site d'expérimentation.....	15
Figure 5. Interprétation de l'analyse vectorielle (Haase et Rose 1995).....	19
Figure 6. Étapes de construction d'un modèle quadratique fixant la concentration foliaire optimale d'un nutriment en utilisant la méthode du Boundary line (Quesnel et al. 2006).	21
Figure 7. Exemple de coda-dendrogramme des balances foliaires du processus d'étude par CND-ilr des données foliaires de la plantation de peuplier hybride en Estrie qui mettent en évidence les différentes associations de nutriments codées au Tableau 3.....	24
Figure 8. Concentrations moyennes avec écarts-types de N, P, K, Ca, Mg et Al dans les feuilles du peuplier hybride en Estrie selon les différents amendements de matières résiduelles fertilisantes.	30
Figure 9 (suite). Concentrations moyennes avec écarts-types de N, P, K, Ca, Mg et Al dans les feuilles du peuplier hybride en Estrie selon les différents amendements de matières résiduelles fertilisantes.....	31
Figure 10. Hauteurs moyennes avec écarts-types du peuplier hybride en Estrie selon les différents amendements de matières résiduelles fertilisantes.....	32
Figure 11. Diamètres moyens avec écarts-types du peuplier hybride en Estrie selon les différents amendements de matières résiduelles fertilisantes.....	33
Figure 12. Surfaces foliaires moyennes avec écarts-types du peuplier hybride en Estrie selon les différents amendements de matières résiduelles fertilisantes.	34
Figure 13. Influence du pH du sol et des teneurs en P et Al associés sur la hauteur du peuplier hybride en Estrie.	36
Figure 14. Analyse vectorielle de la nutrition foliaire (N, P, K, Ca, Mg et Al) et de la biomasse foliaire du peuplier hybride en Estrie selon les différents amendements de matières résiduelles fertilisantes par rapport au témoin (point (central) de référence).	38
Figure 15. Définition des courbes <i>Boundary line</i> (« classique » pour N et Ca seulement et « inversé » pour l'Al) du peuplier hybride en Estrie à partir de l'ensemble des données foliaires et de hauteur disponibles.....	40
Figure 16. Analyse linéaire discriminante des balances foliaires CND-ilr du peuplier hybride en Estrie sous les différents amendements de matières résiduelles fertilisantes.	42
Figure 17. Résultats du test post-hoc de Cate-Nelson d'après les distances d'Aitchinson ainsi que les balances foliaires CND-ilr du PEH en Estrie sous les différents amendements de matières résiduelles fertilisantes.	44
Figure 18. Analyse linéaire discriminante des balances du sol CND-ilr du peuplier hybride en Estrie sous les différents amendements de matières résiduelles fertilisantes.	45
Figure 19. Résultats du test <i>post-hoc</i> de Cate-Nelson d'après les distances d'Aitchinson ainsi que les balances CND-ilr des sols supportant le PEH en Estrie sous les différents amendements de matière résiduelles fertilisantes.....	47

Liste des annexes

Annexe 1. Tableaux des résultats statistiques des analyses de sol dans les plantations de peuplier hybride en Estrie selon les différents amendements de matières résiduelles fertilisantes.i	i
Annexe 2. Éléments traces dans les feuilles du peuplier hybride en Estrie selon les différents amendements de matières résiduelles fertilisantes.ii	ii
Annexe 3. Tableaux des résultats statistiques des analyses foliaires du peuplier hybride en Estrie selon les différents amendements de matières résiduelles fertilisantes.....v	v
Annexe 4. Poids foliaires moyens avec écarts-types du peuplier hybride en Estrie selon les différents amendements de matières résiduelles fertilisantes.....vii	vii
Annexe 5. Tableaux des résultats statistiques des analyses morphologiques du peuplier hybride en Estrie selon les différents amendements de matières résiduelles fertilisantes.....viii	viii
Annexe 6: Figure CND-ilr foliaire agrandieix	ix
Annexe 7: Compositions chimiques des MRF utilisées dans cette étude.....x	x

Liste des abréviations et symboles

ACEPU	Association canadienne des eaux potables et usées
ANOVA	Analysis of variance
BMX 140/15	Amendement, composé de 140 t de boues papetières et de 15 t de boues de chaux, épandu sur un hectare
BMX 140/30	Amendement, composé de 140 t de boues papetières et de 30 t de boues de chaux, épandu sur un hectare
BMX 240/15	Amendement, composé de 240 t de boues papetières et de 15 t de boues de chaux, épandu sur un hectare
BMX 240/30	Amendement, composé de 240 t de boues papetières et de 30 t de boues de chaux, épandu sur un hectare
CEC	Capacité d'échange cationique
CND-clr	Compositional nutrient diagnosis à ratios logarithmiques centrés
CND-ilr	Compositional nutrient diagnosis à ratios iso-logarithmiques
DHP	Diamètre à hauteur de poitrine
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
MDDELCC	Ministère du Développement durable, de l'Environnement, et Lutte contre les changements climatiques
MRF	Matières résiduelles fertilisantes, incluant l'ensemble des résidus de production industrielle qui peuvent être épandues
PEH	Peuplier hybride

Remerciements

Je voudrais remercier chaleureusement **Mr. Nicolas Bélanger** pour m'avoir offert une si belle opportunité. Il a su m'aiguiller avec patience au sein du monde de la recherche et de ses pratiques. Il fut durant ce stage un modèle d'abnégation et a su se rendre disponible malgré un emploi du temps très chargé. Je suis admiratif de sa capacité à mener l'ensemble de ses dossiers en même temps en accordant à chacun d'entre eux la juste attention.

Un grand merci à **Patrick Cartier** et à son équipe chez **DOMTAR**, pour nous avoir confié son projet et nous permettre de faire cette étude. La passion qu'il a su mettre en recherche et développement au sein de son entreprise ainsi que sa démarche collaborative envers le monde de la recherche représente à mes yeux un partenariat durable qui saura mettre à profit les forces de chacun pour le bénéfice de tous.

Je tiens aussi à remercier **Mme Suzanne Brais**, qui incarne à la perfection la rigueur scientifique, valeur qu'elle a essayé de me transmettre au cours de cette maîtrise. Elle fut mon premier contact Québécois et je sais que cette aventure n'aurait pu commencer sans elle.

J'ai une pensée et une affection toute particulière pour mon équipe, **Simon Bilodeau-Gauthier, Gustavo Palma, Ralitsa Mincheva & Jacinthe Ricard-Piché**. À tous mes compagnons d'aventures qui m'ont épaulé sur un terrain difficile, qui m'ont soutenu au labo et qui m'ont supporté en dehors, un grand merci.

Merci également à **Alexandre Collin** et **Mario Fontana**, qui ont su faire l'effort de mettre leurs travaux à ma portée afin que leurs études viennent bonifier la mienne. Ce partage sans réserve de connaissances ajoute à mon sens une véritable valeur ajoutée à cette expérience.

Enfin, je voudrais remercier ouvertement toutes les personnes que j'ai croisées, celles avec qui j'ai passées de bons moments et celles avec qui nous avons exprimées ouvertement des désaccords. Les expériences, bonnes ou mauvaises, constituent à mon sens le véritable trésor de ces deux années passées au Québec.

1. Contexte général

Les forêts plantées représentent 7% de la surface totale des forêts et 2% du territoire terrestre mondial. Toutefois, elles fournissent près de 40% de la production de bois (FAO 2010). Elles pourraient atteindre 10% de la surface totale des forêts et produire près de 75% du bois commercial d'ici 2050 tout en permettant d'utiliser une plus grande partie des terrains forestiers pour des objectifs davantage liés à la conservation de la biodiversité et au maintien des services écologiques qu'ils fournissent.

Dans cette optique, la nouvelle Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier du Québec (avril 2013) vise à diminuer la pression de la récolte sur les forêts naturelles tout en augmentant les rendements sur de plus petites portions du territoire. On vise donc la création d'aires d'intensification de la production ligneuse (AIPL) dans lesquelles des plantations d'arbres à croissance rapide seront mises en place. Parallèlement, des chercheurs ont publié récemment des travaux (Ouimet et Fortin 1992, Doussan 2014) qui suggèrent que la valorisation des biosolides dans les forêts et les plantations peut être une alternative intéressante pour l'industrie forestière parce qu'il s'agit d'une pratique qui peut maximiser la productivité des terrains forestiers tout en réduisant les dépenses liées à l'enfouissement et l'incinération des biosolides. Malgré tout, cette pratique n'avait pas, jusqu'à maintenant, suscité l'engouement de l'industrie forestière au cours des années 1990 à 2000 vraisemblablement à cause du délai entre l'épandage et la récolte qui ne permettait pas aux producteurs sylvicoles de rentabiliser rapidement leurs investissements. Toutefois, cette pratique s'est récemment révélée des plus pertinentes car le Plan d'action de 2012 de la Politique québécoise de gestion des matières résiduelles prévoyait la valorisation de 60% de ces matières d'ici 2015 et un bannissement de l'élimination par enfouissement ou incinération d'ici 2020 (Villeneuve et Dessureault 2011). En 2010, 750 tonnes de matières résiduelles fertilisantes (ou MRF), principalement les biosolides municipaux, ont été épandues sur les champs agricoles au Québec (Hébert et Chaker 2011). L'objectif de valoriser 60 % des biosolides produits dès 2015 n'a malheureusement pas été atteint (Figure 1).

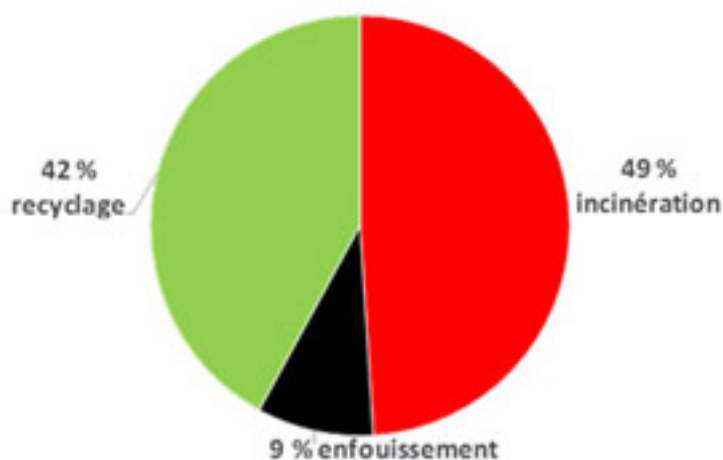


Figure 1: Répartition de la gestion des boues municipales au Québec en 2015 (estimation). La majeure partie des boues recyclées l'ont été sur des terres agricoles (Mddelcc 2015).

Bien que les propriétés physicochimiques des MRF soient très variables, les critères de sécurité québécois sont parmi les plus restrictifs (Charbonneau et al. 2001). Ainsi, le Ministère du Développement durable, de l'Environnement, et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) soumet depuis 2008 l'épandage des MRF à une réglementation très stricte quant aux agents pathogènes et aux contaminants chimiques (Gagnon et Ziadi 2012). Aujourd'hui, bien que ces MRF soient majoritairement utilisées dans un cadre agronomique, la Loi sur les forêts mise en vigueur en 2013 incite à maximiser les rendements des forêts par l'entremise des AIPL. Or, de plus en plus d'industriels recherchent souvent une croissance optimale de ces arbres pour une rentabilité maximale en amendant les sols avec les MRF. Ce mémoire de maîtrise se penche particulièrement sur l'utilisation des MRF en sylviculture intensive, tels les biosolides papetiers en combinaison avec la boue de chaux.

2. État des connaissances

2.1 Propriétés physico-chimiques des biosolides et des boues de chaux

2.1.1 Les biosolides

Selon l'Association canadienne des eaux potables et usées (ACEPU), les biosolides sont des boues d'épuration traitées et soigneusement surveillées. Ils sont généralement caractérisés par un ratio C/N élevé, une grande quantité de matière organique et un certain pouvoir chaulant (Gagnon et Ziadi 2012). Les biosolides d'origine industrielle, incluant les biosolides papetiers utilisés dans le cadre de cette recherche, ont en très grande majorité un pH à tendance basique (6,8 à 12), une teneur en N faible, un ratio C/N supérieur à 100 et une teneur en C récalcitrant élevée (à cause de composés comme la cellulose) (Tableau 1). En ce qui concerne les autres macronutriments, tels le P, le K, le Mg ou le Ca, leurs teneurs sont très différentes d'une boue à l'autre et peuvent être très élevées (Arienzo et al. 2009) (Tableau 1). Les teneurs en métaux lourds et de transition dans les biosolides sont variables en fonction d'un certain nombre de facteurs, tels que la source ou encore le processus de fabrication. Dans cette optique, certains tests rapportent que des éléments comme le Pb et le Zn sont présents en grande quantité dans les biosolides municipaux (Smith 2009), alors que d'autres biosolides municipaux sont principalement abondants en Zn et Cu (Morera Luzán et al. 2002).

Tableau 1. Composition chimique moyenne (et/ou minimum-maximum) des boues et résidus de papeterie en France.

Mafor	pH	C/N	MS	MO	NTK	P	K	Mg	Ca
			% de MB		g.kg ⁻¹ de MB				
Résidus fibreux de papier	8,2	108,9 (12-200)	34,7	24,8 (19,8-28,7)	1,3 (0,7-2,1)	0,13 (0,1-2,2)	0,21 (0,1-0,4)	0,60 (0,5-0,8)	35,9 (24,3-49,5)
Boues papetières	7 (4-9)	78	32 (2-65)	-	-	-	-	-	-
Boues papetières déshydratées	7,4	34,7	45	9,8 (7,3-13)	1,5 (0,8-2)	0,85 (0,3-1,2)	0,23 (0,1-0,5)	17,33 (8,2-25,3)	22,4 (12,7-36,1)
Boues papetières épaissies déshydratées	7 (4-8)	360	25-30	13,9 (3,6-20,6)	13,9 (3,6-20,6)	0,57 (0,3-0,8)	0,14 (0,1-0,4)	0,3 (0,1-0,5)	27,9 (17,2-45,7)
Boues papetières et station usine	8,2	48,1	43	28	28	-	-	-	-
Boues de désencrage	8	70	40-50	-	-	-	-	-	-
Carbonate de calcium et refus d'extincteur de papetière	10-12	-	70-90	-	-	-	-	-	-

Note : Tiré de (Doussan 2014), de la Chambre d'Agriculture de Picardie (2001) et de A.N.D. International (2002).

2.1.2 Les boues de chaux

Les boues de chaux sont des biosolides stabilisées avec de la chaux en vue de les hygiéniser. Ce processus se fait généralement après déshydratation par l'utilisation de chaux vive (CaO) ou éteinte (Ca(OH)₂). Cet ajout a comme conséquence d'augmenter le pH (au-delà de 12) et de produire une réaction exothermique tuant la majorité des pathogènes présents dans les boues. Toutefois, contrairement aux biosolides, les boues de chaux ont un effet sur le pH du sol significatif pour la culture (Doussan 2014). Par contre, le N est souvent l'élément limitant dans ce genre d'amendements.

2.2 Effets de l'épandage des biosolides sur les sols

Un des effets les plus visibles de l'épandage de biosolides est l'augmentation significative de la matière organique des sols (Pascual et al. 1999). Malgré cela, l'apport important en N par les biosolides est la cause d'une diminution du rapport C:N observé dans les premiers horizons de sol (ex. humus) (Wilson 2008). Les biosolides sont aussi naturellement riches en P (Wilson 2008). L'application de biosolides augmente normalement les concentrations en P dans le sol (Wang et al. 2010). Les biosolides possèdent un rapport N:P généralement plus bas que les plantes et peuvent donc représenter une bonne source de P. Une augmentation de la concentration en cations échangeables comme Ca, Mg, K et Zn ainsi que d'autres nutriments comme B est également observable suite à l'épandage de biosolides (Bendfeldt et al. 2001, Larchevêque et al. 2008, Doussan 2014). Les augmentations semblent proportionnelles aux taux d'épandage de biosolides (Aggelides et

Londra 2000, Hemmat et al. 2010). L'épandage de biosolides stimule aussi la productivité des sols grâce à une stimulation de la décomposition de la matière organique par les microorganismes en molécules organiques humifiées (Aggelides et Londra 2000, Cox et al. 2001).

La biologie des sols est largement influencée par les biosolides et ce particulièrement dans les 10 premiers cm du sol (Fernandes et al. 2005). L'augmentation de la teneur en C dans les sols, suite à l'épandage de biosolides, se traduit souvent par une augmentation de la biomasse microbienne, de son activité enzymatique (Fernandes et al. 2005, Singh et Agrawal 2008, Thangarajan et al. 2013), de sa respiration et de son qCO_2 , un indicateur qui exprime la respiration microbienne par unité de biomasse (Fernandes et al. 2005). Par ailleurs, une chute des communautés d'enchytraeides, de tardigrades et de collemboles au profit de nématodes bactériophages a aussi été rapportée. Autrement dit, la chaîne alimentaire normalement en vigueur dans les sols est remplacée par une chaîne basée et centrée sur les bactéries (Nieminen et Raisanen 2013).

Les biosolides ont aussi de nombreux impacts bénéfiques sur les propriétés physiques des sols. L'épandage de biosolides, peu importe la culture ou le type de sol, augmente l'accumulation et la rétention d'eau, la porosité totale ainsi que la conductivité hydraulique saturée et non saturée. En effet, cette utilisation augmente l'agrégation des particules ainsi que la taille et la stabilité des agrégats formés (Aggelides et Londra 2000, García-Orenes et al. 2005, Roberts 2006, Singh et Agrawal 2008, Salazar et al. 2012). García-Orenes et al. (2005) ont établi un lien entre les changements observés sur les propriétés physiques du sol et l'augmentation de C organique par l'épandage sur des sols salins. Dans ce cas, les changements seraient dus à une réduction du pourcentage de Na échangeable. Le lien entre l'amélioration des propriétés physiques du sol et l'augmentation du taux de C organique du sol a aussi été confirmé par Salazar et al. (2012) et Thangarajan et al. (2013).

2.3 Effets de l'épandage des boues de chaux sur les sols

Un peu comme les cendres de bois (Reid et al. 2014), les boues de chaux augmentent directement le pH du sol en saturant les sites d'échange de l'humus et du sol minéral par le Ca et le Mg et en déplaçant les ions acides tels que les protons (H^+) et l'aluminium (Al^{3+}) (Gagnon 2012). Par le fait même, dans les sols acides, l'effet alcalinisant des boues de chaux a le potentiel d'augmenter la disponibilité de certains nutriments comme le N et le P (Havlin et al. 2005). À des pH plus élevés, la disponibilité du P augmente principalement dû à la diminution de l'adsorption et de la précipitation des ions phosphate (PO_4) avec les sesquioxides de Fe et d'Al (Pratt 2008), alors que le N augmente suite à la hausse de l'activité microbienne et à la minéralisation (nitrification) (Havlin et al. 2005).

Les métaux comme le Cu, le Fe et le Pb sont normalement stables et indisponibles pour les plantes parce qu'ils sont peu mobiles à des pH tournant autour de 7 ou qu'ils forment des complexes avec les composés organiques du sol (Sauvé et al. 2000). À des pH plus faibles, toutefois, ces métaux sont beaucoup plus mobiles. Les boues de chaux peuvent donc réduire la biodisponibilité des métaux tels que Cu, Mn, Zn et Ni en augmentant le pH du sol (Fang et Wong 1999, Wong et Selvam 2006). En temps normal, la migration

des métaux en profondeur est relativement peu importante de par la rétention par les composants organiques de l'humus du sol, exception faite des sols à pores grossiers (ex. sables) (Kreutzer 1995).

2.4 Impact des biosolides sur les arbres

À ce jour, il n'a pas encore été clairement établi que l'épandage de biosolides peut améliorer la survie des semis d'arbre (Cavaleri et al. 2002). L'espèce cultivée, le type de sol, le type de traitement, la compétition végétale, les dommages par les animaux et les conditions météorologiques sont des facteurs qui demandent encore à être étudiés (Magesan et Wang 2003). Certaines espèces comme le pin tordu (*Pinus contorta*), le pin parasol (*Pinus pinea*), le pin à torche (*Pinus taeda*) et le chêne vert (*Quercus ilex*) ont vu leurs taux de survie améliorés par les biosolides (Stuckey et Hudak 2001, Larchèveque et al. 2006, Bulmer et al. 2007, Valdecantos et al. 2011). D'autres espèces comme le pin d'Alep (*Pinus halepensis*) ou encore les mêmes espèces cultivées dans des conditions différentes issues d'autres expériences (*Quercus ilex* et *Pinus pinea*) n'ont pas réagi vis-à-vis de tels amendements (Larchèveque et al. 2006, Valdecantos et al. 2011). L'effet favorable des biosolides à la survie des semis n'est donc pas systématique. À fortes doses, il a même été démontré que les biosolides pouvaient avoir un impact négatif sur la survie des semis en raison de l'augmentation des concentrations de sels dans la rhizosphère. Ce fut le cas pour le pin d'Alep et le chêne vert, des espèces sensibles aux sols salins. Dans d'autres cas, les agrégats de biosolides ont séché prématurément durant la saison sèche. En se rétractant, ils ont provoqué la formation de cavités dans le sol, ce qui a affecté le stockage de l'eau et a empêché les racines d'entrer en contact avec la matrice du sol par endroits (Fuentes et al. 2007a).

Beaucoup d'expériences décrivent une augmentation de la croissance des arbres sous des amendements avec des biosolides municipaux (Berry 1987, Ouimet et Fortin 1992, Adegbidi et al. 2003, Elvir et al. 2003, Fiorentino et al. 2003). Ainsi, plusieurs espèces d'arbres ont répondu positivement à l'application de différentes doses de biosolides par une hausse du diamètre de la tige (Kimberley et al. 2004, Larchèveque et al. 2006, Bozkurt et al. 2010), du volume (Kimberley et al. 2004, Wang et al. 2006) et de la hauteur (Stuckey et Hudak 2001, Kimberley et al. 2004, Sebastiani et al. 2004, Saarsalmi et al. 2005, Larchèveque et al. 2006, Wang et al. 2006, Bozkurt et al. 2010, Valdecantos et al. 2011, Holm et Heinsoo 2013).

D'après Berry (1987), l'application de biosolides a généralement des répercussions positives sur la nutrition des semis et des arbres adultes, parfois supérieures à celles des fertilisants chimiques. L'azote contenu dans les biosolides est majoritairement présent sous une forme organique (50 à 90%) (Wilson 2008) et a donc besoin d'être minéralisé avant de devenir disponible pour la plante. Cette minéralisation dépend de la source (Kelty et al. 2004), du taux d'épandage (Harrison et al. 2001) ainsi que des conditions du site qui reçoit les biosolides (Kimberley et al. 2004). Malgré tout, une augmentation des concentrations en N foliaire a souvent été observée suite à l'épandage de biosolides (Kelty et al. 2004, Wang et al. 2010). Le P, quant à lui, se trouve principalement sous forme de PO_4 dans les biosolides (Polglase 2000). Cette forme inorganique du P est naturellement présente dans la phase aqueuse du sol et est accessible à la plante. Toutefois, le PO_4 est

fortement lié à la matière organique, ce qui peut limiter sa disponibilité pour la plante. Néanmoins, la littérature contient plusieurs exemples où l'application de biosolides a eu des effets bénéfiques sur la nutrition foliaire en P chez les arbres (ex. *Acer saccharum*, *Fagus grandifolia*, *Betula alleghaniensis*, *Abies balsamea*, *Picea rubens* et *Betula papyrifera*; Fiorentino et al. (2003)). Les effets des biosolides municipaux sur l'assimilation d'autres nutriments ne se sont pas toujours avérés positifs. Cela dépend en partie des espèces, des conditions de site ainsi que des interactions avec d'autres nutriments. Dans certains cas, l'application de biosolides municipaux peut mener à des baisses substantielles de certains nutriments dans les feuilles à cause d'effets antagonistes (ex. antagonisme de N sur le K (Kimberly et al. 2004); Ca sur le Mg (McLaren et al. 2007)).

Par ailleurs, les effets des métaux sur les plantes sont très variables et dépendent du type de plantes et des métaux qui sont en interaction. Toutefois, certains effets sont bien connus. Ainsi, l'apport de métaux par les biosolides peut : (1) modifier l'architecture des racines, compromettant ainsi la capacité des racines à explorer le sol (Arduini et al. 1994), (2) empêcher la croissance racinaire (Arduini et al. 1994, Hartley et al. 1999), (3) diminuer la disponibilité de certains éléments par des effets antagonistes sur leur prélèvement (Kabata-Pendias 2010), (4) inhiber les protéines et porter atteinte au transport d'électrons au centre de la réaction dans le processus de photosynthèse (Maksymiec 1998, Cakmak 2000), (5) diminuer la capacité de la plante à transporter les nutriments et l'eau (Barceló et Poschenrieder 1990), et (6) réduire l'activité photosynthétique de la feuille et ainsi diminuer l'accumulation de biomasse pour les semis (Kukkola et al. 2000). Ces processus semblent assez bien prédits par le pH du sol, bien que la littérature ne soit pas tout à fait unanime à ce sujet. Le pH des biosolides dépend en grande partie de son origine ou de son processus de fabrication. Dans cette optique, certains vont considérer des biosolides avec un pH alcalin, ce qui a pour effet d'élever le pH du sol (Luo et Christie 2001, Roberts 2006, McLaren et al. 2007, Robichaud et al. 2010, Salazar et al. 2012) alors que pour d'autres, le pH est plus faible et auront les effets inverses sur le pH du sol (Singh et Agrawal 2008, Wang et al. 2010, Cline et al. 2012). L'acidification du sol favorisera la mobilisation du Zn, alors qu'un effet alcalinisant rendra le Cu plus biodisponible (Morera Luzán et al. 2002). Cela peut aussi avoir des répercussions à long terme sur la biomasse microbienne des sols (Smith 2009).

Les techniques d'analyses foliaires sont couramment utilisées pour expliquer les effets des amendements sur le rendement des arbres. Par exemple, des corrélations positives entre la productivité et les concentrations foliaires en N et K ont pu être observées chez le saule (Ens et al. 2013). De façon similaire, Merilo et al. (2006) ont constaté que la fertilisation en N augmente l'indice de surface foliaire, la surface spécifique des feuilles ainsi que la concentration en N foliaire dans la plupart des cas. La technique de diagnostic du *Boundary line*, laquelle cible des concentrations foliaires pour le rendement optimal des plantes, ont déjà été utilisées par Vizcayno-Soto et Côté (2004) en forêts feuillues et par Quesnel et al. (2006) en forêts boréales. D'autres techniques, comme les analyses vectorielles et les balances foliaires, ont quant à elles permis de mettre en évidence des carences ou des consommations optimales, comme cela a pu être le cas pour les études de Salifu et Timmer (2001) en pépinières (semis de diverses espèces d'arbres), de Thiffault et al.

(2006) en forêts boréales régénérées après différents types de récolte, de Collin et al. (2016) sur des semis d'érable spp. selon un gradient de pH de sol et de Lteif et al. (2008) dans des plantations fertilisées de PEH.

2.5 Impact des boues de chaux sur les arbres

Le chaulage est un facteur alcalinisant du sol et une source significative de Ca foliaire (Reid et Watmough (2014). Les traitements par chaulage sont utilisés depuis plus d'un siècle pour contrebalancer une acidité naturelle du sol (Saarsalmi et al. 2011). Les premières expériences destinées à améliorer la croissance forestière par le chaulage ont commencées en Finlande et en Suède entre les années 1950 et 1960 (Tamm 1974, Derome et al. 1986). Les effets de la chaux pour contrebalancer les effets des pluies acides sur les sols furent abondamment testés dans les années 1980 (Derome et al. 1986, Huettl et Zoetl 1993, Nilsson et al. 2001). Plusieurs études sur le chaulage ont mis en avant le rôle majeur du Ca dans la fertilité des sols, la santé des arbres et la productivité forestière (Viro 1951, Lipas 1985). La méta-analyse de Reid et al. (2014) a toutefois révélée que le pH initial du sol, l'espèce et le temps d'exposition sont les facteurs prépondérants (en ordre croissant d'importance) pour expliquer la réponse moyenne de la croissance des arbres traités. Peu importe s'il s'agit d'un peuplement résineux ou feuillu, une plus forte hausse de la croissance s'observe sur les sols où le pH initial était de 4,5 à 6 (Reid et Watmough 2014). Dans le cas d'une trop forte augmentation de l'activité du Ca dans la solution de sol, il y a des possibilités d'observer un effet antagoniste du Ca sur le prélèvement du Mg, ce qui pourrait s'avérer problématique pour la croissance (Loide 2004).

2.6 La valorisation des MRF en populiculture

Issu de la famille des salicacées, le PEH est destiné à produire la biomasse nécessaire à la production de pâte à papier et de bois laminé-collé de plusieurs industriels. Même si les taux de croissance peuvent varier en fonction de la densité d'arbres plantés et des conditions climatiques et pédologiques, le PEH a généralement un taux de survie élevé à de fortes densités de population. Le PEH répond généralement bien à la fertilisation (Brown et van den Driessche 2002, Coyle et Coleman 2005, Christersson 2006). Notamment, des études sur l'effet de l'application de biosolides municipaux sur différents clones de PEH évoluant sous les mêmes conditions de station suggèrent des résultats similaires, bien que certains clones aient mieux répondu que d'autres (Brown et Driessche 2002, Fortier et al. 2010). La biomasse produite par certains clones de PEH peut atteindre une productivité annuelle moyenne de 5450 kg ha⁻¹ (Prescott et Brown 1998, Harrison et al. 2001, Wang et al. 2006). Par ailleurs, le maillage racinaire du PEH lui donne son caractère rustique, ce qui lui permet de survivre tant en condition d'inondation que de sécheresse (Licht 1990).

Il a été mis en évidence que l'application de biosolides municipaux mène à une meilleure croissance souterraine (racines) et aérienne (feuilles, tiges) chez certains clones de PEH (*Populus deltoides* × *P. maximowiczii* et *P. deltoides* × *P. nigra*) (Sebastiani et al. 2004). Toutefois, cette étude a été menée sur des boutures plantées en pot. Moffat et al. (2001) ont mené une étude sur les effets des biosolides municipaux et

l'irrigation sur deux autres clones de PEH dans un contexte de plantation. Seulement l'irrigation a eu un effet (positif) sur la croissance des deux clones. Toutefois, d'autres clones de PEH (*P. deltoides* × *maximowiczii* et *P. deltoides* × *P. nigra*) ont montré une réponse très positive suite à l'application de biosolides municipaux (Brown et Driessche 2002, Fortier et al. 2010). Nous ne connaissons pas d'autres études qui rapportent les effets de l'application de biosolides municipaux sur la croissance de plantations de PEH. Si la littérature mentionne déjà des résultats encourageants quant à l'utilisation de biosolides papetier (Lteif et al. 2007, Lteif et al. 2010) et les boues de chaux (Bona et al. 2008) sur les sols et le PEH, l'effet combiné de ces biosolides sur les sols et la nutrition et le rendement des arbres est encore largement méconnu. La seule étude avec une thématique proche est celle de Arnold et al. (1993a,b,c) qui a testé les effets des fertilisants chimiques en combinaison avec de la chaux sur les sols ainsi que la nutrition et la croissance du pin sylvestre (*P. Sylvestris*).

Les biosolides sont caractérisés par des concentrations de NO₃ naturellement basses (~0.02%, (Pepperman 1995)). Pourtant, la lixiviation et l'écoulement de NO₃ suite à une utilisation abusive des biosolides ont été rapporté de nombreuses fois (Burton et al. 1990, Sopper 1993, Clapp et al. 1994, Shepherd 1996, Cole 2000, McLaren et al. 2003, Kelty et al. 2004, Arellano et Fox 2010, Ritter et Bergstrom 2010). Le comportement de NO₃ et d'autres nutriments et métaux dans le sol est largement lié au contexte et à l'espèce végétale utilisée. La littérature précise que le bon type de biosolides ainsi qu'un taux d'application approprié peuvent préserver le N dans les biosolides et assurer son recyclage dans les couches supérieures du sol sans lixiviation notable (Sopper 1993, Mitchell et al. 2000, Van Ham et al. 2000). Dans plusieurs cas, la demande en N par la végétation fut suffisamment grande pour qu'aucun écoulement en N ne soit observé (Gaulke et al. 2006, Holm et Heinsoo 2013). Dans le cas du P, les racines des plantes et les microorganismes prélèvent rapidement la majorité du PO₄ disponible dans la solution de sol. Contrairement aux sols agricoles soumis à une fertilisation répétée, la saturation du P des sols forestiers demeure normalement assez faible suite à seulement quelques épandages puisque celui-ci précipite sous des conditions acides (Pratt 2008). Les risques de lessivage du P sont donc assez faibles pour les sols forestiers acides.

Le PEH présente certains avantages pour l'épandage des biosolides et la diminution des risques pour la contamination des eaux souterraines et de surface. En effet, le fait qu'il est l'un des plus gros producteurs de biomasse, le PEH est connu pour le confinement et l'assainissement des nutriments dans les sols (Burken et Schnoor 1998, Newman et al. 1999, Pivetz 2001). Le PEH exige, dépendamment du cultivar et de sa productivité, entre 224 et 336 kg de N par hectare par année (Centre national d'agroforesterie 2000) et il consomme également une grande quantité d'eau, estimée entre 4,5 et 95 litres par jour par arbre, sous des conditions normales (Ferro et al. 2001). Dans le cas où les racines profondes pénètrent un aquifère, la consommation d'eau peut atteindre entre 30 et 189 litres par jour par arbre (Quinn et al. 2001). Le vaste système racinaire que le PEH réussit à établir et ses exigences nutritionnelles lui confèrent ce grand potentiel de confinement contre la lixiviation des nutriments. Dans un cas précis, le PEH a pu réduire de façon significative la concentration de NO₃ dans le profil du sol ainsi que dans les eaux souterraines et de surface (de

90 à 2 mg L⁻¹) (Felton et al. 2005). Un programme d'épandage des MRF qui respecte les règles de l'art en termes de dosage semble donc envisageable dans un contexte de populiculture.

Jusqu'à récemment, les optima foliaires de Camiré et Brazeau (1998), issus d'une revue de la littérature pour le genre *Populus*, étaient utilisés pour diagnostiquer le statut nutritif des plantations de PEH. Dans un contexte de populiculture sur sols forestiers, il y avait un net besoin de raffiner nos diagnostics foliaires selon les traitements de fertilisation avec les MRF.

2. Objectifs et hypothèses

L'étude s'intègre dans un projet plus vaste qui vise à évaluer le potentiel de MRF à augmenter les rendements de plantations juvéniles de différentes espèces d'arbres, feuillues et résineuses. L'étude proposée ici cherche spécifiquement à déterminer les combinaisons de biosolides papetiers et de boue de chaux les plus susceptibles de créer des effets positifs sur la nutrition foliaire et la croissance du PEH.

Ce dispositif expérimental permettra de tester les trois hypothèses suivantes : (1) les amendements avec les biosolides papetiers en combinaison avec la boue de chaux améliorent de façon générale la qualité des sols, notamment la biodisponibilité de N et P, (2) le conditionnement des sols par les MRF a un effet positif sur la nutrition foliaire ainsi que sur la croissance du PEH, et (3) les doses de MRF optimales sont définissables par des diagnostics foliaires précis en lien avec les rendements du PEH.

Pour tester ces hypothèses, il nous faut évaluer les impacts de différentes combinaisons de biosolides papetiers et de boue de chaux sur les propriétés chimiques du sol, la biodisponibilité des nutriments (sous la forme de concentrations foliaires) et le rendement des arbres et déterminer la(les) combinaison(s) la(les) plus efficace(s) pour la croissance du PEH.

3. Méthodologie

3.1 Site d'étude

Le travail a été effectué au sud du Québec, en Estrie, sur une terre privée de la compagnie Domtar (45° 43' 36'' N ; 71° 23' 34 '' W). Le site expérimental est localisé à environ 50 km au nord-est de la ville de Sherbrooke, à la limite sud du domaine de l'érablière à tilleul (*Tilia americana*), dominée par l'érable à sucre (*Acer saccharum* Marsh.). Les sols de ce site sont des podzols humo-ferriques et ferro-humiques orthiques (Soil Classification Working Group 1998) caractérisés par des humus de type moder (horizons FH) avec des pH tournant autour de 4,5 (Collin et al. 2016). La texture du sol correspond à un limon (Tableau 2, Figure 2). Sur les terrains moins bien drainés, on peut y retrouver des gleysols ou des podzols gleyliés (Soil Classification Working Group 1998). L'altitude moyenne est de 300 m au-dessus du niveau de la mer et la température annuelle moyenne est de 5.1°C, avec 1287 mm de précipitation et 164 jours sans gel en moyenne (Environnement Canada; données en ligne).

Tableau 2. Distribution moyenne (et écart-type (EC) de la taille des particules du sol observée sur le site de la plantation de peuplier hybride en Estrie.

<i>Texture du sol au site de Lac Louise</i>							
% Argiles		% Limon		% Sand		% Cailloux	
<i>Moy</i>	<i>EC</i>	<i>Moy</i>	<i>EC</i>	<i>Moy</i>	<i>EC</i>	<i>Moy</i>	<i>EC</i>
1,86	1,16	58,6	20,0	38,4	17,8	1,15	3,99

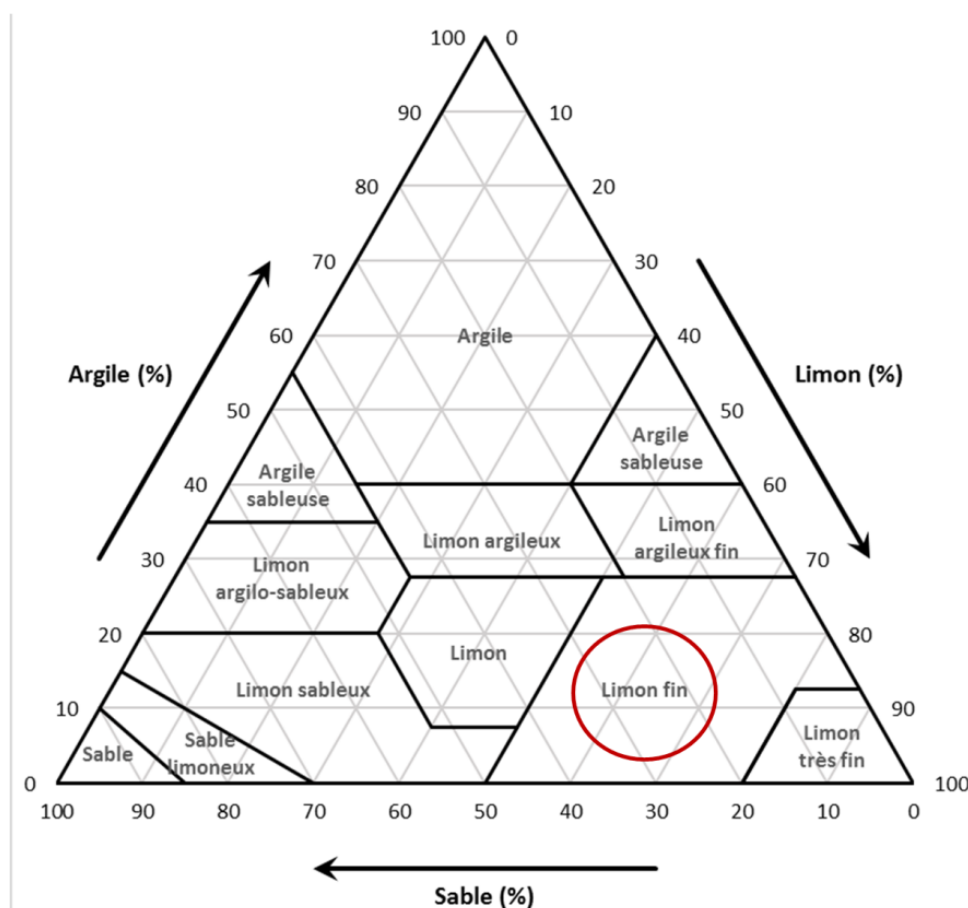


Figure 2. Classe texturale (en rouge) du sol du site de la plantation de peuplier hybride en Estrie.

3.2 Dispositif expérimental

Le peuplement forestier occupant le site (dominance de feuillus avec quelques conifères) a été récolté deux ans avant la mise en place du dispositif à l'automne 2012 par le partenaire industriel. L'équipe de recherche a donc hérité d'un dispositif expérimental non-optimal étant donné les contraintes opérationnelles sur le terrain. Ce dernier s'étend sur deux blocs, subdivisés non-aléatoirement en cinq parcelles expérimentales (PEX) de tailles variables et asymétriques, comprend tout de même les cinq traitements de fertilisation suivants : (1) un témoin (non fertilisé), (2) 140 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 15 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 140/15), (3) 240 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 15 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 240/15), (4) 140 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 30 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 140/30) et (5) 240 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 30 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 240/30) (Figure 1).

En novembre 2012, des monticules d'environ 1 m² et 50 cm de hauteur ont été créés à l'aide d'une excavatrice (Figure 2) à environ tous les trois mètres dans chaque direction (densité d'environ 1100 arbres par hectare). Des spécimens du clone de PEH DNxM-915508, un croisement de l'hybride *Populus deltoides* × *P.*

nigra et de *P. maximowiczii*, ont été plantés au sommet des monticules au début juin 2013. Les biosolides ont été épandus avant la création des monticules sur le parterre de coupe, ce qui a eu pour effet de les emprisonner entre deux couches de matières organiques lors de la création des monticules (i.e. renversement du sol). Les boues de chaux ont par la suite été épandues par-dessus les monticules. En 2015, les plants de PEH étaient à leur troisième année de croissance sous l'effet des traitements.

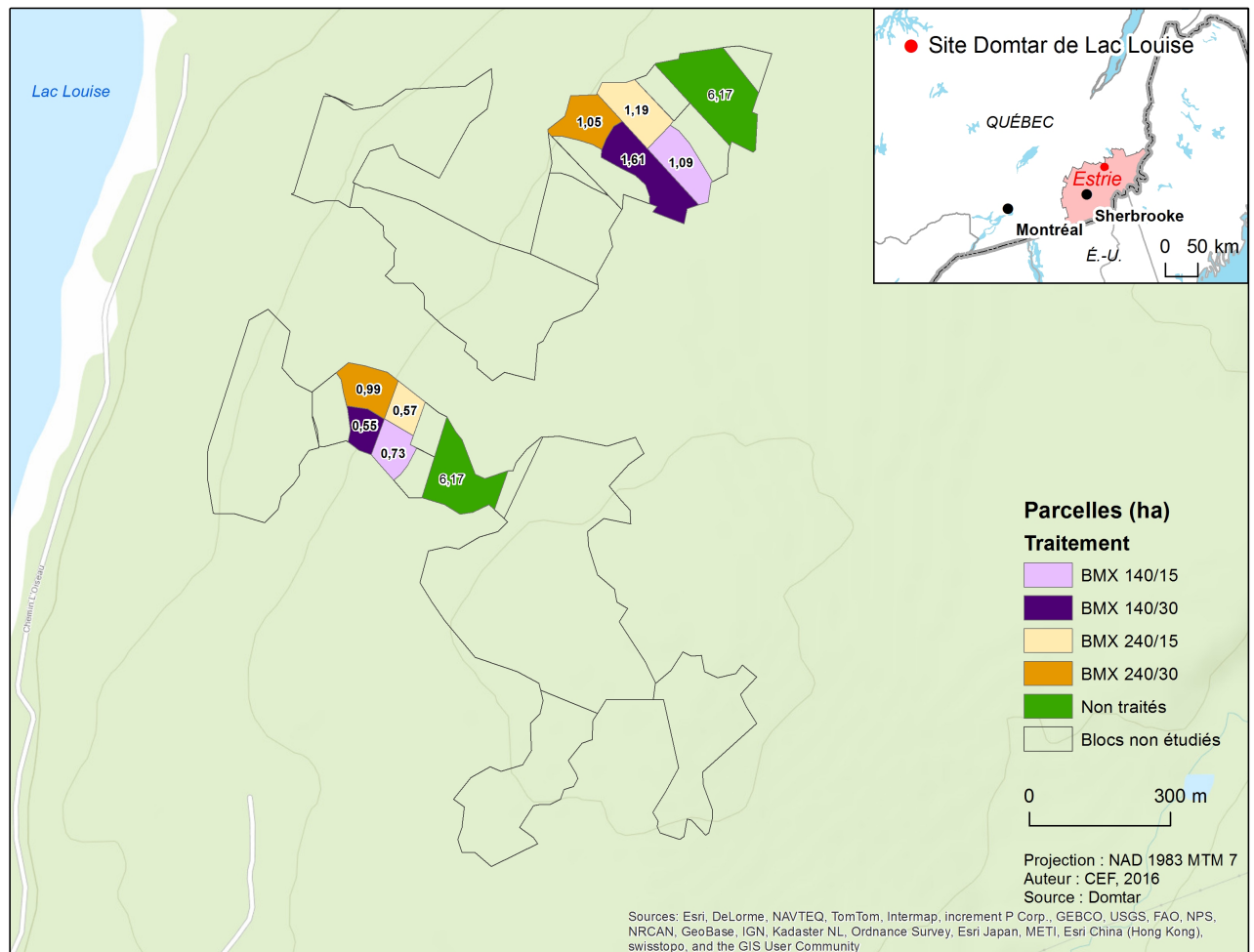


Figure 3. Plan expérimental d'épandage des matières résiduelles fertilisantes dans la plantation de peuplier hybride en Estrie.

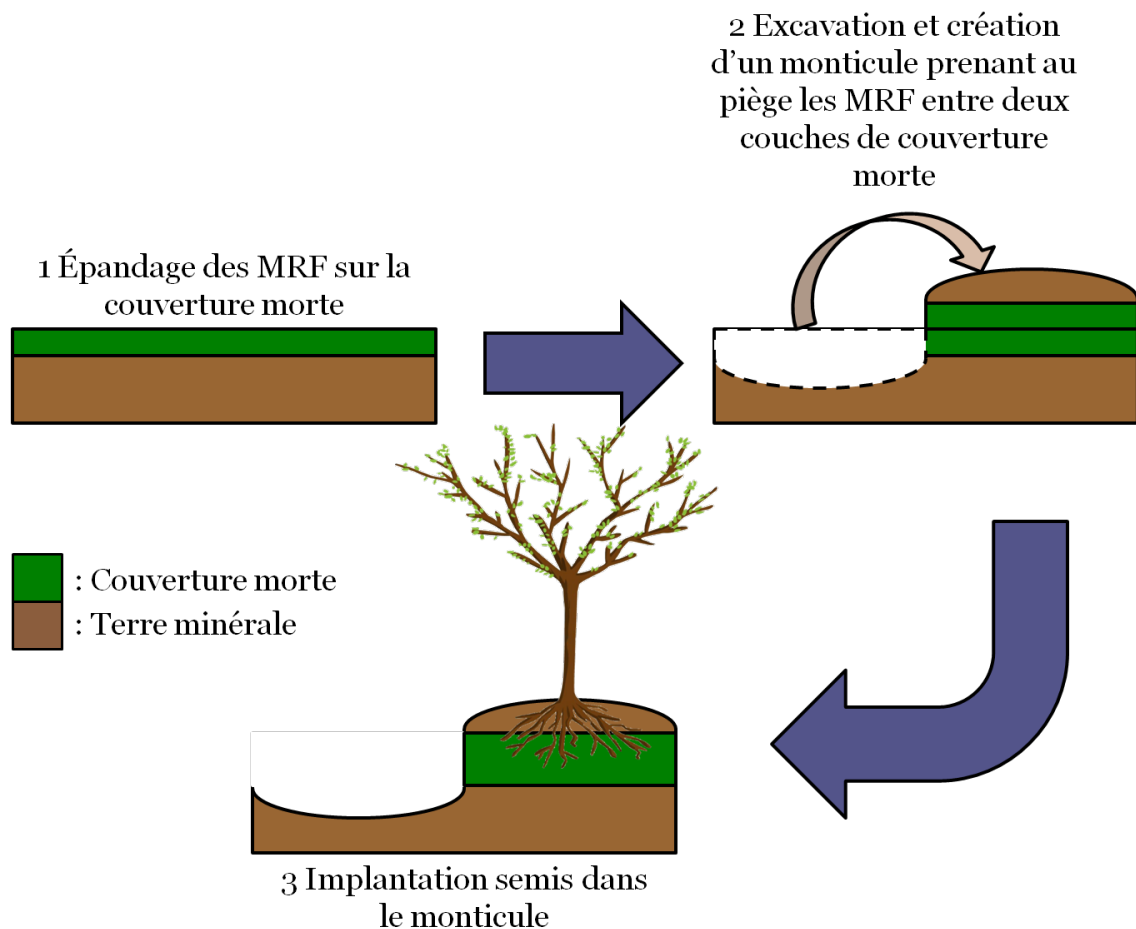


Figure 4. Représentation schématique du protocole d'implantation du clone de PEH DNxM-915508 après l'épandage des biosolides papetiers et de la boue de chaux sur le site d'expérimentation.

3.3 Échantillonnage

Notre protocole a été principalement prévu pour maximiser l'étude du statut nutritionnel (complet) des feuilles, alors que les analyses chimiques (sommaires) des sols allaient servir à interpréter les résultats du foliaire. De plus, la boue de chaux étant épandue sur le monticule, il était prévu que l'échantillonnage des sols en surface allait permettre surtout d'évaluer l'impact du chaulage sur la disponibilité des nutriments trois années après l'épandage.

En 2016, les sols ont donc été échantillonnés sur les mêmes monticules à raison de seulement 3 prélèvements par PEX. Environ 500 g de sol ont été prélevés à l'aide d'une tarière à environ 50 cm de la tige de PEH et à 15 cm de profondeur. Les échantillons de sol ont été placés dans un sac en plastique et mis au congélateur en attendant le traitement en laboratoire. Des échantillons «composites» par volume ont ensuite été préparés pour les analyses subséquentes.

Dans chaque PEX, un dénombrement des individus vivants et morts a été effectué à la fin de la saison de croissance 2015. Dix arbres choisis aléatoirement en milieu de parcelle afin de s'affranchir des effets de bordures ont été mesurés et échantillonnés pour les analyses foliaires. La taille et le diamètre à hauteur poitrine

(DHP) ont été mesurés en octobre 2015 à l'aide d'une règle télescopique en fibre de verre et d'un ruban à DHP. Le prélèvement de dix feuilles du tiers supérieur du houppier par arbre a aussi été fait en août 2015 en vue de déterminer la surface foliaire totale, le poids ainsi que les nutriments (N, P, K, Ca, Mg) et plusieurs métaux (Al, Fe, Mn, Cu, Zn, Cd, Pb, etc.). Puisque la masse individuelle des feuilles des arbres dans les parcelles témoins était inférieure à celle des arbres fertilisés, nous avons prélevé 20 feuilles afin d'assurer des quantités suffisantes de matériel pour les analyses chimiques. Les feuilles prélevées ont été placées dans des sacs en papier et placées au congélateur en attendant les analyses de la surface foliaire.

3.3 Analyses de la composition chimique et de la texture du sol

Les échantillons de sol ont été séchés et tamisés à 2 mm. La distribution de la taille des particules a été déterminée à l'aide d'un analyseur laser de particules (Partica LA-950, Horiba Instruments, Irvine, CA, USA). Puisque les échantillons avaient peu de matière organique, il n'y a pas eu de prétraitement des échantillons. La mesure du pH dans l'eau selon un rapport sol : eau de 1 : 2 a été effectuée sur chaque échantillon de sol. Les teneurs totales en C et N ont été obtenues à l'aide d'un analyseur élémentaire (EA 1108 CHNS-O Analyser, Thermo Fisons, Waltham, MA, USA). L'échantillon, pesé dans une capsule en étain, est brûlé dans la colonne de combustion de l'instrument à 1040°C et réduit dans la colonne de réduction de l'instrument (650°C), transformant le C en CO₂ et le N en N₂; ces gaz sont ensuite séparés par chromatographie gazeuse et détectés par un détecteur de conductivité thermique. Les concentrations d'éléments échangeables du sol ont été évaluées en utilisant le protocole d'extraction Mehlich III (Ziadi et Tran 2007), lequel convient à tous les types de sol (Sims 1989, Zbiral 2000, Bolland et al. 2003). Des comparaisons ont été effectuées avec d'autres types d'extractions chimiques et non chimiques. L'extraction Mehlich III donne de bonnes corrélations avec les méthodes alternatives (Cox 2001b, Zbiral et Némec 2002, Bolland et al. 2003). Ce procédé est fiable pour le P (Sims 1993, Sharpley et al. 1996, Beauchemin et al. 2003) ainsi que d'autres nutriments comme K, Ca, Mg, Na, Cu, Zn, Mn, Fe et B (Sen et Giroux 1989, Cancela et al. 2002, Mylavarapu et al. 2002). Les concentrations de P ont été dosées par colorimétrie (bleu molybdate) en utilisant un analyseur à flux continu (Technicon Instruments Corp., Tarrytown, NY, USA), alors que celles de Ca, Mg, K, Na et Al ont été analysées par spectrométrie à émission-absorption atomique (model AA-1475, Varian, Palo Alto, CA, USA). La capacité d'échange cationique effective (CEC_e) a été estimée à partir de la somme de Ca, Mg, K, Na et Al, alors que la saturation en bases a été calculée comme étant la somme des cations basiques (Ca, Mg, K, Na) divisée par la CEC et multipliée par 100. Dans la même optique, l'indice de saturation en P (ISP) a été calculé avec les résultats du Mehlich III en divisant la concentration de P mesurée par celle de Al et en multipliant le résultat obtenu par un coefficient de 1,12 (Comité chimie et fertilité des sols 2010). L'ISP est utile pour évaluer la rétention du P par les sols car sa forme biodisponible en solution (i.e. PO₄³⁻) peut former des liens chimiques très forts avec les sesquioxydes de Al et Fe, le rendant indisponible pour les plantes. L'ISP est couramment utilisé en agriculture pour évaluer le risque de lixiviation du P dans les champs fertilisés avec des engrais

chimiques ou recevant des fumiers ou autres MRF. Plus l'ISP est élevé, plus il y a un risque que le P soit mobilisé vers la nappe phréatique et les eaux de surface.

3.4 Analyses foliaires

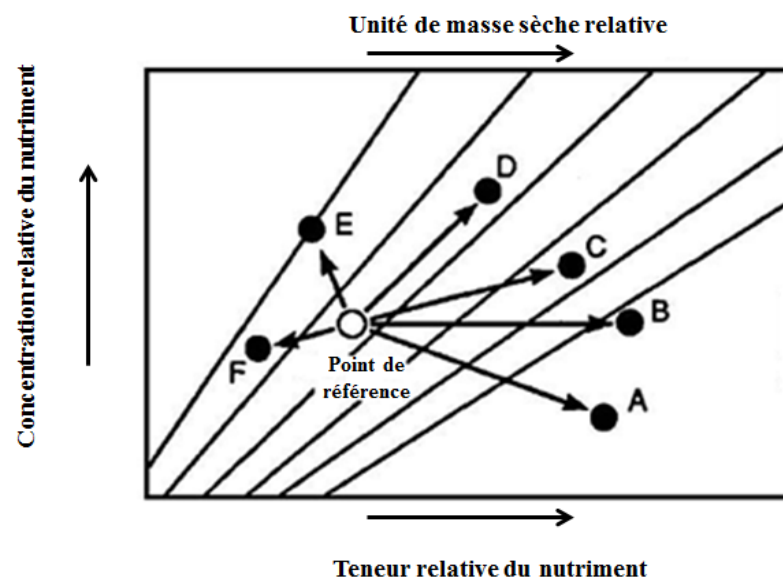
Dans un premier temps, chaque feuille échantillonnée a été numérisée et sa surface a été mesurée à l'aide du logiciel WinFolia (Regent Instruments, Québec, QC, Canada). Une surface moyenne a été calculée pour chacun des arbres. Les feuilles ont ensuite été passées à l'étuve à 65°C pendant 48 heures avant d'être pesées. Un poids moyen par feuille a été obtenu pour chaque arbre. Les feuilles séchées ont été finement broyées (Vibratory Micro Mill Pulverisette 0, Fritsch GmbH, Idar-Oberstein, Allemagne) puis digérées à l'acide nitrique (15 NHNO_3) à 80°C pendant 3 h selon un ratio de 0.2 g de feuille et 2 ml d'acide. Les concentrations en Ca, Mg, K, Al, Fe, Mn, Cu, Zn, Ag, As, Cd, Cu, Ni, Pb, Se, Ba, Sr, Rb, Ti, Co et d'autres traces des digestats ont été dosées par ICP-MS (modèle 820, Varian, Palo Alta, CA, USA). Cet appareil est équipé d'une interface pour mesurer certains éléments légers sans aucune interférence (Collision Reaction Interface). Les concentrations en C et N ont été mesurées à l'aide de l'analyseur élémentaire EA 1108 CHNS-O. La concentration en P a été, quant à elle, déterminée par dosage colorimétrique (bleu molybdate) sur les extractions à l'acide nitrique en utilisant l'analyseur à flux continu.

3.5 Traitement des données

Trois méthodes de diagnostic différentes et complémentaires ont été utilisées, c'est-à-dire l'analyse vectorielle, le *Boundary line* et le *Compositional Nutrient Diagnosis* (CND). Elles sont décrites ci-dessous avec passablement de détails.

3.5.1 L'analyse vectorielle

L'analyse vectorielle est une méthode comparative qui permet d'établir visuellement un diagnostic nutritionnel par l'intermédiaire de vecteurs. Tel que décrit dans la procédure de Haase et Rose (1995), l'analyse vectorielle est une projection sur un graphique à trois axes de la concentration d'un élément ($\mu\text{g g}^{-1}$), du poids de la feuille (g feuille^{-1}) et de la minéralomasse ($\mu\text{g feuille}^{-1}$) (Figure 3). La minéralomasse est déduite à partir du produit de la concentration de l'élément et du poids de la feuille. Cette méthode graphique est rapide et permet de mettre visuellement et simultanément en évidence le statut nutritionnel des différentes parcelles. Le point de départ des vecteurs est donc l'état nutritionnel des parcelles témoins, alors que les extrémités des vecteurs représentent l'état nutritionnel des parcelles traitées (Timmer 1985, García et al. 2005, Lteif et al. 2008).



Direction des vecteurs	Réponse			Interprétation	Diagnostic possible
	Masse sèche	Nutriment			
		Concentration	Teneur		
A	+	-	+	Dilution	Non Limitant
B	+	0	+	Siffisance	Non Limitant
C	+	+	+	Déficiência	Limitant
D	0	+	+	Consomation de luxe	Non Toxique
E	-	++	+ -	Excès	Toxique
F	-	-	-	Excès	Antagoniste

Figure 5. Interprétation de l'analyse vectorielle (Haase et Rose 1995).

L'analyse vectorielle, contrairement aux deux autres méthodes que nous avons utilisées, permet d'adapter une référence comparative à la situation. Elle offre donc une très grande flexibilité. Il est possible d'effectuer des diagnostics foliaires en intégrant une dimension temporelle pour étudier, par exemple, la réponse d'une plante suite à un traitement quelconque (Timmer 1985, García et al. 2005, Lteif et al. 2008). Cette approche a donc servi à interpréter la réponse foliaire du PEH suite aux différents traitements de fertilisation avec les MRF par rapport aux parcelles non traitées. De par sa représentation graphique, la méthode a l'avantage d'être rapidement interprétable. Une des particularités de l'analyse vectorielle, par rapport aux autres méthodes, est qu'en plus de considérer la concentration d'un élément dans la feuille, la teneur totale par feuille est prise en compte. Ceci permet d'intégrer une information relative à la morphologie de la feuille.

Selon Lteif et al. (2008), cette méthode est avantageuse car elle permet des comparaisons « site-spécifiques » entre traitements et témoins. Toutefois, cette méthode est limitée aux arbres ayant une croissance déterminée comme cela peut être le cas des conifères (Haase et Rose 1995), ce qui n'est pas le cas pour le peuplier hybride et qui empêche en quelque sorte son utilisation dans notre contexte. Malgré tout, cette

méthode peut constituer un indicateur robuste pour diagnostiquer une carence en nutriments foliaires chez le PEH. Dans ce sens, l'analyse vectorielle a été utilisée comme analyse visuel rapide des résultats de nutrition foliaire afin de dégager les grandes tendances quant aux impacts des traitements. Cette analyse n'est toutefois pas un outil qui a permis de statuer statistiquement sur un quelconque état nutritif des individus de PEH, tout comme les études citées précédemment (Haase et Rose 1995, Lteif et al. 2008).

3.5.2 *Le Boundary line*

De très nombreux facteurs modulent la productivité des forêts selon une loi curvilinéaire typique (Vizcayno-Soto et Côté 2004). La méthode du *Boundary line* fut adoptée afin de déterminer les optima nutritionnels foliaires des arbres en forêt. Elle s'avère bien adaptée pour des études variées dans des environnements non contrôlés sur la conductance stomatique foliaire (Chambers et al. 1985), les émissions d'oxyde nitreux du sol (Schmidt et al. 2000) ainsi que le rendement des cultures dans un contexte d'agriculture de précision (Shatar et McBratney 2004).

Cette technique consiste à représenter graphiquement l'ensemble des données avec la concentration d'un nutriment foliaire en abscisse et la croissance de l'arbre en ordonnée (Figure 4). Des points sont délimités visuellement à partir des valeurs supérieures de croissance sur l'ensemble de la plage des teneurs du nutriment concerné. Cela permet de créer une courbe de calibrage à partir de laquelle il est possible d'établir une relation par régression (linéaire ou curvi-linéaire) entre les rendements maximums observés selon les teneurs foliaires du nutriment d'intérêt. L'optimum nutritionnel est fixé à l'endroit où la pente de la courbe devient nulle (Figure 4). Dans le cas présent, la masse foliaire fut utilisée comme indice de rendement des plantations de PEH selon les différents traitements de fertilisation.

Le cas de Al constitue une approche dérivée de la technique puisque cet élément n'est pas un nutriment pour la plante. En effet, puisque Al est phytotoxique, le *Boundary line* de cet élément n'a pas pour vocation de donner une valeur optimale pour la croissance de la plante. À ce titre, au lieu d'avoir une courbe en cloche comme un *Boundary line* traditionnel, le Al a plutôt tendance à générer une courbe de décroissance exponentielle. Un peu comme pour la concentration la plus faible d'effets (adverses) observés (LOEC en anglais), un premier seuil de 10% a été calculé selon le même principe que le *Boundary line*. Dans le cas de ce « *Boundary line inversé* », ce seuil représente la concentration en Al dans les feuilles qu'on ne peut dépasser sans observer une baisse de 10% de la hauteur du PEH. Les seuils de 30% et de 50% ont également été calculés.

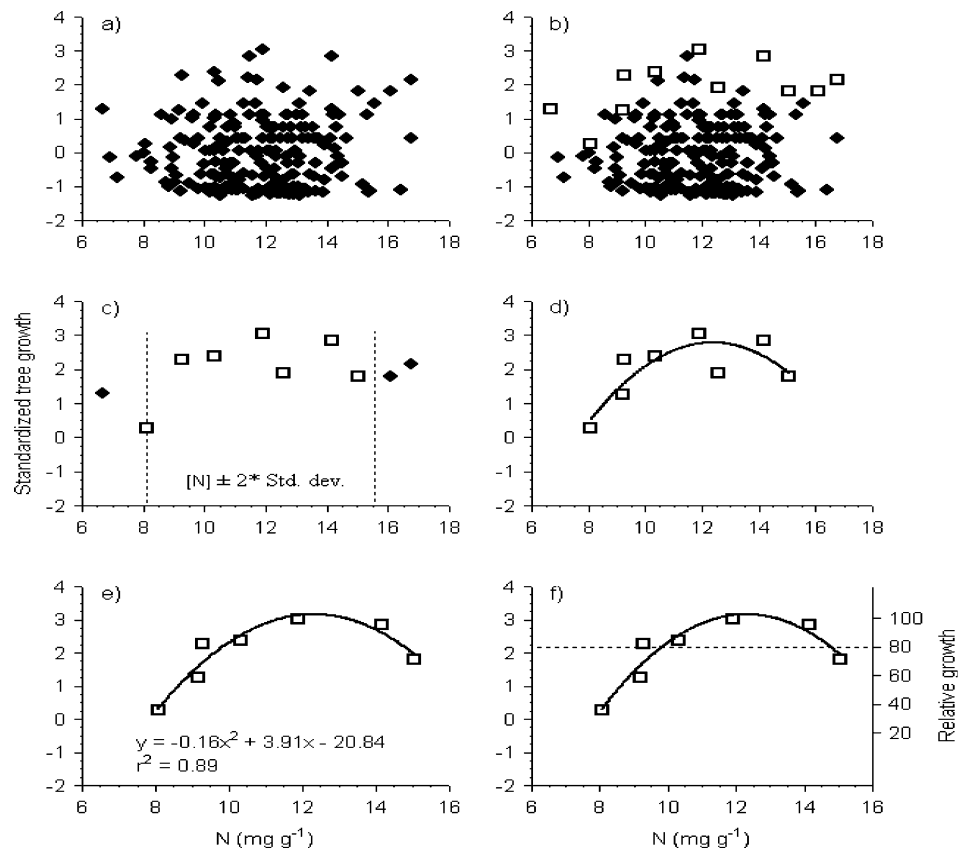


Figure 6. Étapes de construction d'un modèle quadratique fixant la concentration foliaire optimale d'un nutriment en utilisant la méthode du Boundary line (Quesnel et al. 2006).

3.5.3 Le CND-ilr et le post-hoc Cate-Nelson

Le CND considère la somme des teneurs relatives des différents nutriments qui composent la feuille comme étant égale à 1. Contrairement aux méthodes DRIS et CND-clr (ratios logarithmiques centrés) qui calculent des indices qui n'ont pas de réelles valeurs conceptuelles, la méthode CND-ilr (ratios logarithmiques isométriques) considère les relations entre les nutriments étudiés de façon à intégrer certaines interactions clés de la biologie de la plante (Parent 2011). Basé sur des transformations de ratios isométriques logarithmiques (Egozcue et Pawlowsky-Glahn 2005), le ratio d'un groupe est proportionnel au logarithme d'un ratio de deux moyennes géométriques de deux sous-divisions de ce groupe (Egozcue et Pawlowsky-Glahn 2006). Les nutriments sont donc groupés selon leurs spécificités au sein de la plante (ex. cations vs anions, macronutriments vs micronutriments, P vs N, etc.) (Tableau 2). Ces groupes de nutriments, appelés « partitions binaires », sont systématiquement scindés en deux « sous-groupes » de directions opposées. La valeur de remplissage (notée Fv par convention) représente la partition théorique de l'ensemble des éléments non mesurés dans l'expérience. Elle s'obtient simplement en retranchant la somme des différentes proportions de chaque élément à 1.

Tableau 3. Partitions binaires séquentielles orthogonales typiques permettant de calculer les indices CND-ilr chez les plantes.

Balance [-1 groupe +1 groupe]	N	P	K	Ca	Mg	Fv	Interprétation	n ⁺	n ⁻
[Fv N,P,K,Ca,Mg]	1	1	1	1	1	-1	Nutriments vs Fv	5	1
[K,Ca,Mg N,P]	1	1	-1	-1	-1	0	Anions vs Cations	2	3
[P N]	1	-1	0	0	0	0	N vs P	1	1
[Ca,Mg K]	0	0	1	-1	-1	0	K vs Ca+Mg	1	2
[Mg Ca]	0	0	0	1	-1	0	Ca vs Mg	1	1

Note : n⁺, n⁻ et Fv sont respectivement le nombre d'éléments constituant le groupe positif, le nombre d'éléments constituant le groupe négatif et la valeur de remplissage.

La différence entre une composition nutritionnelle observée et une composition nutritionnelle de référence peut être quantifiée grâce à leurs distances d'Aitchinson respectives (Egozcue et Pawlowsky-Glahn 2005) ou encore avec la distance de Mahalanobis en utilisant la matrice inverse de covariance ou la matrice inverse de la variance (Parent 2011). Les dimensions compositionnelles sont calculées pour chacune des partitions afin de calculer ensuite les distances d'Aitchinson (A) qui séparent les groupes de données observées et de référence. Plus la valeur de A est importante, plus le déséquilibre nutritionnel est marqué. Bien évidemment, les indices CND-ilr peuvent être comparés, pour différents individus ou populations, sous différentes conditions de croissance (ex. traitements de fertilisation pour le PEH).

La méthode CND requiert un jeu de données de référence traditionnellement subdivisé en deux sous-populations à haut ou bas rendement en fonction de leurs données foliaires associées. Cette limite, qui sépare la population, est souvent déterminée de façon relativement subjective, bien que cette valeur limite ait une incidence déterminante sur les résultats des indices de référence. Cette faiblesse a été comblée par une méthode statistique présentant plus de rigueur mathématique et permettant ce même type de subdivision (Khiari et al. 2001a). Le jeu de données foliaires de PEH est donc subdivisé en deux sous-populations selon la procédure de Cate-Nelson, l'une composée des individus les plus productifs (n₁) et l'autre composée du reste de la population (n₂). La valeur limite est calculée par un processus itératif au cours duquel toutes les données sont initialement classées par rendement croissant. Suite aux itérations successives, l'effectif et la fonction cumulative de variance du groupe considéré comme fortement productif augmente peu à peu.

Le point d'inflexion permet de discriminer les groupes selon le comportement de la fonction cumulative du ratio de variance. Étant donné qu'un point d'inflexion est calculé pour chacun des nutriments, la valeur limite peut être fixée de différentes manières. Il est possible de choisir la valeur la plus élevée (Khiari et al. 2001a), de faire la moyenne des valeurs de rendements associés aux points d'inflexion, en éliminant préalablement les valeurs aberrantes (Magallanes-Quintanar et al. 2004), ou encore de prendre la valeur d'un

rendement associé au point d'inflexion d'un nutriment représentatif de la tendance générale (García-Hernández et al. 2005).

À la grande différence de l'ensemble des méthodes de diagnostic foliaire, la méthode CND-ilr est la seule ayant été développée sur une base conceptuelle où les interactions entre nutriments ont un rôle prépondérant. Bien qu'elle puisse paraître marginale, cette méthode donne des résultats comparables à ceux obtenus par la méthode du CND-clr. Elle pourrait même s'avérer plus puissante parce qu'elle implique d'élaborer des partitions (Figure 5) pouvant être basées sur des hypothèses ad hoc. Ceci permet alors de se baser sur des hypothèses testables. Le complément d'analyse par le traitement post hoc Cate-Nelson permet, quant à lui, de pallier un réel manque de la technique du CND-ilr, car la valeur limite du groupe de données considéré comme fortement productif est fixé arbitrairement.

Les balances (Figure 5), couramment utilisées dans les CND-ilr, font souvent état des cinq éléments nutritifs principaux que sont N, P, K, Ca et Mg (Tableau 3). Ayant introduit des changements relativement marqués du pH du sol par la fertilisation et le chaulage, il a également été décidé d'introduire dans l'analyse CND-ilr des éléments qui traduiraient encore davantage les changements de la composition chimique du sol dans le dispositif expérimental. Les analyses de l'Al et du Fe ont donc été introduites pour leurs effets antagonistes sur l'assimilation du P. Le Cu, le Zn et le Mn ont aussi été ajoutés à l'analyse car, dans la littérature, ces cations représentent un groupe dont le prélèvement excessif par la plante peut être néfaste à son développement (Tableau 3, Figure 5).

Appliquées aujourd'hui aux diagnostics foliaires en agriculture et en écologie végétale (Parent et Dafir 1992), le CND-ilr est un outil faisant la comparaison des balances nutritives. Toutefois, cette approche tire son origine des sciences de la Terre où elle est utilisée pour comparer la composition minéralogique entre un échantillon de roches (Aitchison 1986). Cette approche considère la concentration d'un minéral par rapport aux autres et en fonction d'une composition totalisant 100% (ou 1). Il est donc tout à fait envisageable d'adapter cette approche à chaque compartiment qu'il est possible d'étudier sous l'angle des données compositionnelles (racine, tronc, sol, etc.). Afin de répondre à notre objectif de discrimination des différents amendements, nous avons choisi d'adapter cette méthode au sol, lequel s'avère le compartiment de transition entre le fertilisant (ou MRF) et la feuille. Le modèle que nous avons développé a donc été nourri par les données de sol récoltées.

Les traitements post-hoc de Cate-Nelson discriminent la population totale selon deux critères. Dans le cas présent, il y a deux limites critiques qui sont déterminées sur un axe horizontal (distance d'Aitchinson) d'une part et un axe vertical (hauteur des individus) d'autre part, ce qui sépare ainsi la population dans une des quatre zones déterminées par le croisement de ces deux valeurs limites. Si on procède à une lecture des légendes de haut en bas et de droite à gauche, il y a les zones : (1) VN (vrais négatifs) qui représente les individus dont la nutrition est justement diagnostiquée comme étant optimale, (2) FP (faux positifs) qui représente les arbres injustement diagnostiqués comme étant en équilibre nutritionnel (erreur de type II), (3) FN (faux négatifs) qui représente les individus injustement diagnostiqués comme étant en déséquilibre

nutritionnel (erreur de type I) et (4) VP (vrais positifs) qui représente les individus justement diagnostiqués comme étant en déséquilibre nutritionnel. Compte tenu du petit échantillonnage, il a été préféré de ne pas mener d'analyses de variance sur le pH ou les autres variables de sol.

Tableau 4. Design des balances pour les éléments utilisés dans l'analyse CND-ilor des données foliaires de la plantation de peuplier hybride en Estrie.

Balance [-1 groupe +1groupe]	N	P	K	Ca	Mg	Cu	Zn	Mn	Fe	Al	Fv	n ⁺	n ⁻
[Fv N,P,K,Ca,Mg,Cu,Zn,Mn,Fe,Al]	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	-1	10	1
[Cu,Zn,Mn,Fe,Al N,P,K,Ca,Mg]	1	1	1	1	1	-1	-1	-1	-1	-1	0	5	5
[K,Ca,Mg N,P]	1	1	-1	-1	-1	0	0	0	0	0	0	3	2
[P N]	1	-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
[Ca,Mg K]	0	0	1	-1	-1	0	0	0	0	0	0	1	2
[Mg Ca]	0	0	0	1	-1	0	0	0	0	0	0	1	1
[Mn,Fe,Al Cu,Zn]	0	0	0	0	0	1	1	-1	-1	-1	0	2	3
[Zn Cu]	0	0	0	0	0	1	-1	0	0	0	0	1	1
[Fe,Al Mn]	0	0	0	0	0	0	0	1	-1	-1	0	1	2
[Al Fe]	0	0	0	0	0	0	0	0	1	-1	0	1	1

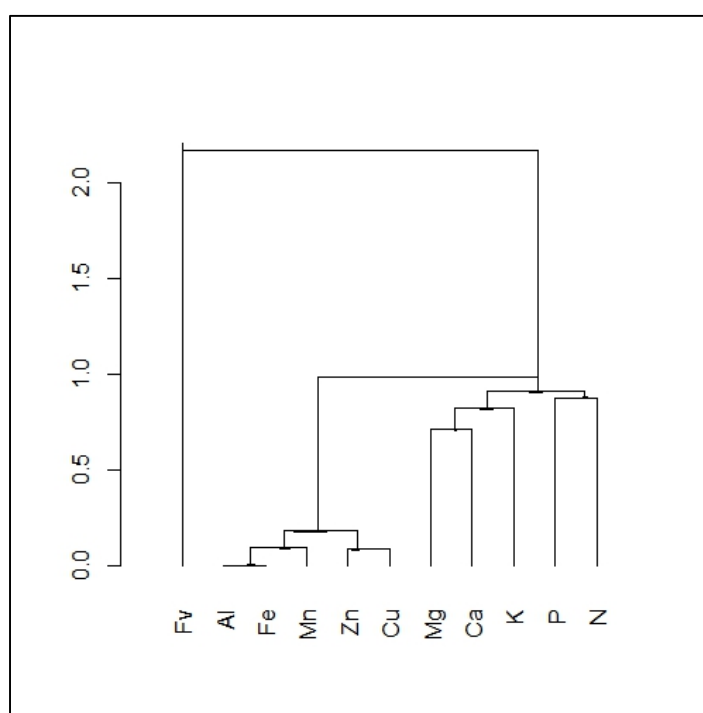


Figure 7. Exemple de coda-dendrogramme des balances foliaires du processus d'étude par CND-ilor des données foliaires de la plantation de peuplier hybride en Estrie qui mettent en évidence les différentes associations de nutriments codées au Tableau 3.

3.6 Analyses statistiques

Toutes les analyses statistiques ont été effectuées avec le gratuiciel R (version 3.0.0, R Core Team, 2013). Les premières analyses statistiques menées ont été de simples analyses de corrélation et de régression simple (linéaire et curvi-linéaire) entre la chimie des sols, la nutrition foliaire et les variables de croissance (hauteur, DHP, nutrition, poids et surface foliaires). Les tendances dégagées de ces analyses exploratoires ont été le point d'ancrage pour d'autres analyses par l'entremise de modèles statistiques plus complets et robustes et qui permettaient de tester les effets des traitements avec une résolution plus fine.

Ainsi, pour déterminer les effets des traitements de fertilisation et de chaulage, chaque variable-réponse étudiée (i.e. DHP, hauteur, poids foliaire, surface foliaire, nutriments foliaires, nutriments du sol et autres variables (ex. pH, Al échangeable, CEC, rapport C:N, ISP)) a été étudiée en considérant l'ensemble de la variance. Les différences ont été testées par analyse de variance (ANOVA) en utilisant les traitements et les blocs comme sources de variation. Lorsque des différences significatives étaient détectées, les données étaient soumises à un test *post-hoc* de Tukey pour séparer les moyennes. Dans toutes les analyses, les différences étaient considérées comme significatives si $p < 0,05$. Compte tenu de la variabilité dans la composition chimique du sol et des faibles degrés de liberté des tests statistiques sur les variables de sol au niveau du facteur traitement (dl = 4), les différences étaient considérées comme significatives si $p < 0,1$. Il s'agit du seuil recommandé par Peterman (1990) pour les études environnementales dans le but de ne pas commettre une erreur de type II, c'est-à-dire de ne pas reconnaître une différence qui a eu lieu dans la nature. Cette erreur est plus sérieuse que de commettre une erreur de type I, c'est-à-dire de détecter une différence qui n'est pas vraiment survenue dans la nature. Une correction de Bonferroni pour tenir compte du petit échantillon nous a permis d'arriver aux mêmes conclusions.

Pour comprendre le résultat final de l'analyse CND-ilr, une analyse linéaire discriminante (LDA) fut utilisée. L'interprétation est très similaire à celle effectuée dans le cadre d'une analyse en composantes principales (ACP). Toutefois, la LDA cherche à maximiser la discrimination des traitements préalablement indiqués par l'utilisateur, ce qui se traduit ici par les balances. Le graphique produit s'articule autour de deux axes, lesquels sont les deux axes majeurs de la variation totale du modèle. Chaque vecteur représente une balance nutritionnelle et trouve son origine au croisement des axes principal et secondaire. Pour ce qui est des vecteurs, deux paramètres sont à prendre en compte. Le premier est l'angle du vecteur, puisqu'il représente la liaison avec les axes. Autrement dit, un vecteur très proche d'un axe sera caractéristique de la variation de ce dernier. Dans un second temps, la longueur du vecteur donne la puissance de la balance considérée dans la variation totale. En d'autres termes, un vecteur plus long joue un rôle plus important qu'un vecteur plus court dans la variation observable. Chaque population (ici distinctive d'un traitement) est représentée par une ellipse avec en son centre un centroïde. Si deux ellipses ne se touchent pas, le modèle détermine que la signature nutritionnelle des populations est parfaitement différente. Dans le cas où les ellipses se touchent sans qu'il n'y ait un contact entre les centroïdes, le modèle suggère que les signatures nutritionnelles possèdent quelques

similitudes tout en restant statistiquement différentes. Une ANOVA a été utilisée afin de confirmer les écarts significatifs des différentes populations, chacune représentative d'un type d'amendement, trouvés par le modèle CND-ilr.

4. Résultats

4.1 Effet des différents amendements de MRF sur les sols

Les effets des traitements sur les sols sont présentés au Tableau 4, alors que les résultats statistiques complets sont présentés à l'Annexe 1. Tous les amendements avec les MRF ont eu un effet significatif sur le pH du sol. Avec un pH moyen de 4,8 dans les parcelles non traitées (pH initial), les traitements de fertilisation ont augmenté de façon significative le pH d'une (i.e. BMX 140/15) à deux (i.e. BMX 140/30, 240/15 et 240/30) unités. Un chaulage à 30 t ha⁻¹ et un dosage de 240 t ha⁻¹ de biosolides augmentent davantage le pH. De façon similaire, la saturation en bases a augmenté de façon significative avec l'ajout de MRF dans les parcelles traitées par rapport aux parcelles témoin. Les concentrations en C, N, Ca et Na et le rapport C:N ont significativement augmenté sous les traitements BMX 240/15 (N, Ca, Na et C:N) et BMX 240/30 (C et N). Les sols des parcelles non traitées et ceux des parcelles traitées par BMX 140/15 et 140/30 ont des concentrations moyennes similaires qui varient entre 2,2 et 3,8 mg N g⁻¹ et entre 30 et 56 mg C g⁻¹, tandis que les concentrations des sols des parcelles traitées par BMX 240/15 et 240/30 sont significativement plus élevées à 5,5 mg N g⁻¹ et entre 93 et 104 mg C g⁻¹, respectivement. Bien que les concentrations en P et Mg ainsi que l'ISP aient augmenté sous les traitements BMX 240/15 et BMX 240/30, les différences avec les autres traitements et le témoin ne se sont pas avérées significatives.

Tableau 5. Moyennes (et écarts-types, EC) du pH, de la capacité d'échange cationique effective (CEC_e), de la saturation en bases (SB) et de l'indice de saturation en phosphore (ISP) des sols des plantations de peuplier hybride en Estrie selon les différents amendements.

		Témoin	BMX 140/15	BMX 140/30	BMX 240/15	BMX240/30
		-----Moyenne(EC)-----				
pH		4,77 (0,66) a	5,82 (0,55) b	6,75 (0,7) c	6,33 (0,54) c	6,86 (0,53) c
C	mg.g ⁻¹	55,6 (37,8) a	40,8 (28,1) a	30,7 (21,3) a	93,3 (41,6) a	104 (45,5) b
N		3,70 (1,52) a	3,07 (1,22) a	2,65 (0,90) a	5,93 (2,22) b	5,65 (1,89) b
P	mg.kg-1	20,5 (18,6)	17,4 (9,8)	15,7 (7,3)	31,8 (22,0)	28,6 (10,6)
K		31,2 (22,7)	48,4 (52,3)	13,1 (4,5)	33,7 (31,4)	24,5 (20,9)
Ca		290 (199) a	2091 (955) a	3474 (4293) a	7083 (5429) b	4491 (2257) a
Mg		106 (67)	98 (29)	121 (75)	154 (99)	145 (25)
Al		1124 (457)	885 (271)	670 (232)	842 (504)	715 (226)
Na		5,45 (3,12) a	30,26 (15,12) a	63,90 (57,18) a	152,1 (153,62) b	61,56 (16,78) a
CEC cmol _c kg ⁻¹		22,62 (21,12)	29,36 (21,63)	28,91 (27,29)	26,94 (8,6)	23,62 (12,7)
SB	%	58,17 (7,98) a	73,4 (11,94) b	76,73 (13,34) b	89,74 (7,06) b	87,77 (7,21) b
ISP		2,85 (3,8)	2,29 (1,14)	3,18 (2,11)	5,72 (3,84)	4,87 (2,03)
C:N		13,41 (5,90) a	12,05 (4,33) a	10,44 (4,80) a	15,43 (1,80) b	17,87 (3,06) a

Note : Différentes lettres indiquent des résultats statistiquement différents à $p < 0,1$. 140 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 15 t ha⁻¹ de boues de chaux (BMX 140/15), 240 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 15 t ha⁻¹ de boues de chaux (BMX 240/15), 140 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 30 t ha⁻¹ de boues de chaux (BMX 140/30) et 240 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 30 t ha⁻¹ de boues de chaux (BMX 240/30).

4.2 Effet des différents amendements de MRF sur la nutrition foliaire du PEH

Des hausses très marquées et significatives de la concentration en N, P, K et Ca des feuilles de PEH des parcelles traitées ont été observées par rapport aux feuilles des parcelles non traitées (Figure 6 & 7). Aucune différence statistiquement significative entre les amendements de MRF n'a été détectée à partir des données de chimie foliaire pour P, K, Ca et Al (Figures 6 & 7). Aucune différence significative entre les différents amendements n'a été détectée pour le N, à l'exception des traitements BMX 240/15 et BMX 240/30 qui possèdent des concentrations foliaires en N plus élevées que les traitements BMX 140/15 et BMX 140/30 et les parcelles non traitées (Figure 6). Des baisses significatives de la concentration foliaire en Mg pour le traitement BMX240/30 (Figure 7) et des hausses significatives en Cu sur l'ensemble des parcelles traitées par rapport aux parcelles non traitées, en Cd pour les traitements BMX140/15 et BMX 240/30 et en V pour le traitement BMX 240/15 (Annexes 2 et 3) ont aussi été constatées. Pour les autres éléments traces (Ag, Ba, Cd, Co, Ga, Na, Se, Sr, Rb), l'épandage de biosolides papetiers et de boue de chaux n'a généralement pas eu d'effet négatif sur leur biodisponibilité parce que les concentrations dans les feuilles sont généralement restées inchangées ou elles ont diminué de façon significative (ex. Al, Fe, Mn, Ni, Pb, Cr, Ce, Ti, As et Y) (Figure 7 pour Al, Annexes 2 et 3 pour les autres).

Les concentrations foliaires en N, P et Ca du PEH dans les parcelles traitées sont à la marge du seuil minimal de suffisance ou dans la plage des concentrations optimales suggérées par Camiré et Brazeau (1998) à partir d'une base de données pour le genre *Populus*, alors que les concentrations foliaires en N, P et Ca du PEH dans les parcelles non traitées sont sous le seuil minimal proposé (Figures 6 & 7). Les concentrations foliaires en K du PEH dans toutes les parcelles (non traitées et traitées) sont sous le seuil minimal de suffisance proposé par Camiré et Brazeau (1998), alors que celles en Mg se situent autour du seuil maximal (Figure 7).

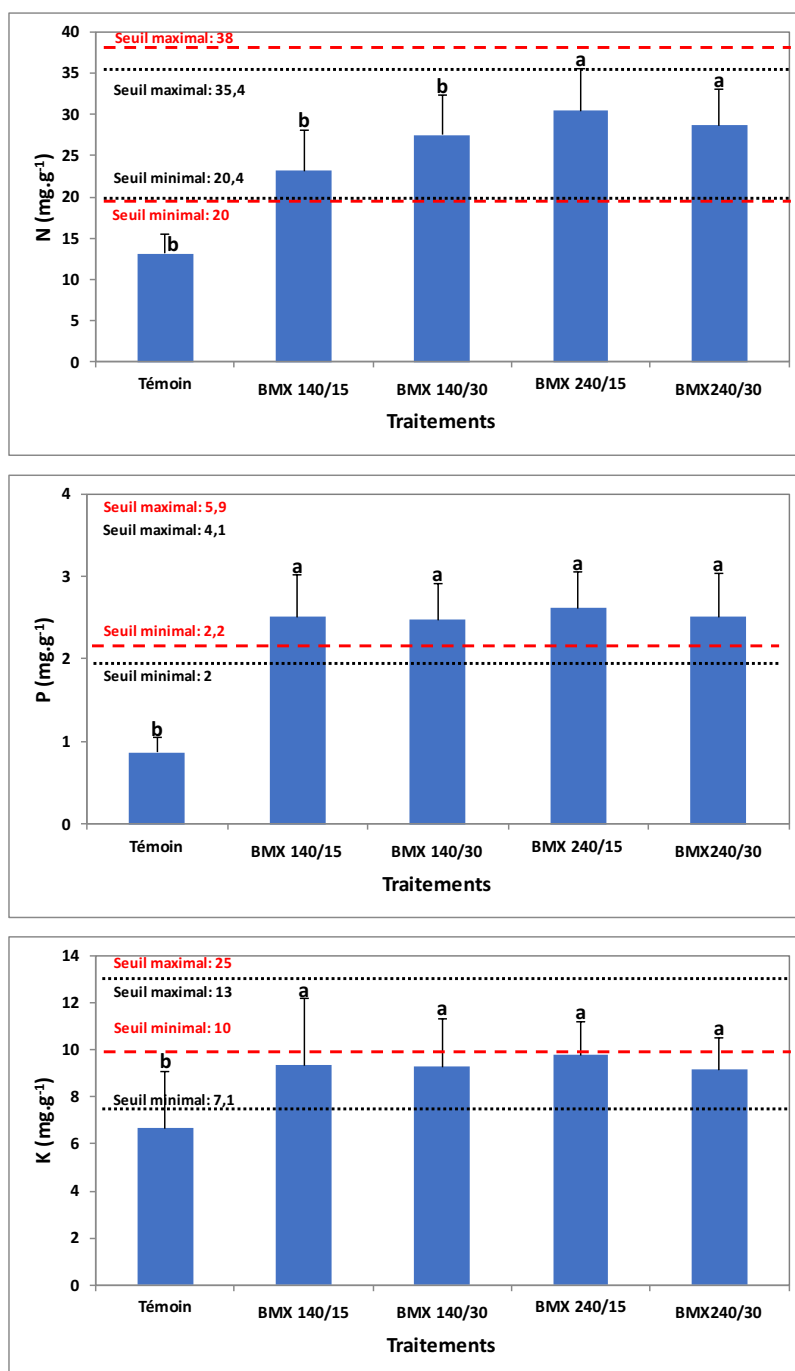


Figure 8. Concentrations moyennes avec écarts-types de N, P, K, Ca, Mg et Al dans les feuilles du peuplier hybride en Estrie selon les différents amendements de matières résiduelles fertilisantes.

*Note : Différentes lettres indiquent des résultats statistiquement différents à $p < 0,05$. Les plages optimales (seuils minimum et maximum de suffisance) en traitillés rouges sont celles rapportées dans la méta-analyse de Camiré et Brazeau (1998) pour le genre *Populus*, alors que les plages de valeurs optimales en pointillés noirs sont celles obtenues dans la présente étude suite aux analyses vectorielles et aux Boundary line. 140 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 15 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 140/15), 240 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 15 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 240/15), 140 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 30 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 140/30) et 240 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 30 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 240/30).*

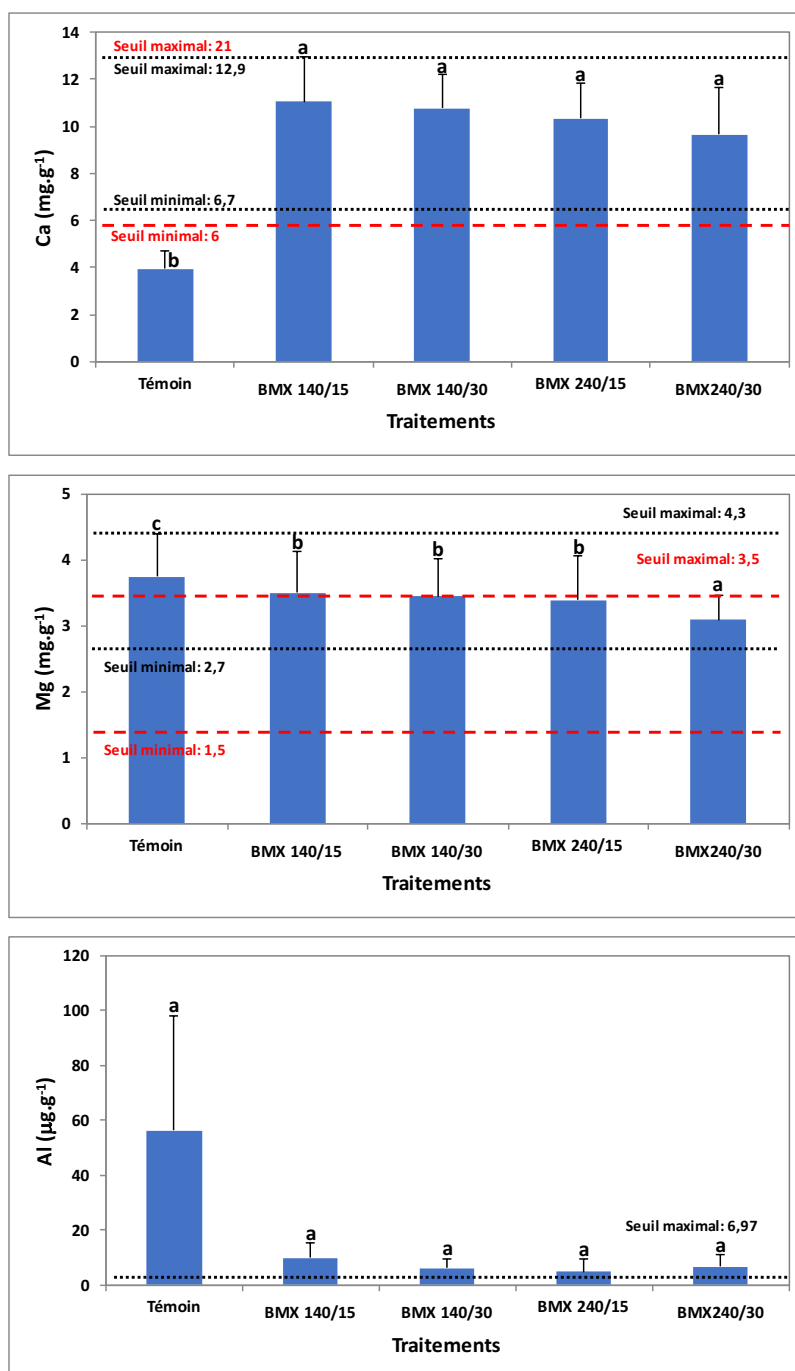


Figure 9 (suite). Concentrations moyennes avec écarts-types de N, P, K, Ca, Mg et Al dans les feuilles du peuplier hybride en Estrie selon les différents amendements de matières résiduelles fertilisantes.

*Note : Différentes lettres indiquent des résultats statistiquement différents à $p < 0,05$. Les plages optimales (seuils minimum et maximum de suffisance) en traitillés rouges sont celles rapportées dans la méta-analyse de Camiré et Brazeau (1998) pour le genre *Populus*, alors que les plages de valeurs optimales en pointillés noirs sont celles obtenues dans la présente étude suite aux analyses vectorielles et aux Boundary line. 140 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 15 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 140/15), 240 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 15 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 240/15), 140 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 30 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 140/30) et 240 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 30 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 240/30).*

4.3 Effet des différents amendements de MRF sur la croissance du PEH

4.3.1 Hauteur

Il y avait des différences importantes et significatives entre la hauteur des arbres des parcelles traitées et les arbres des parcelles non traitées (Figure 8). Selon les doses de MRF, après trois ans, la hauteur des arbres des parcelles traitées était supérieure de 75% à 90% à celle des arbres des parcelles non traitées (Tableau 5). Aucune différence significative de hauteur entre les différents amendements de MRF n'a été mesurée (Figure 8).

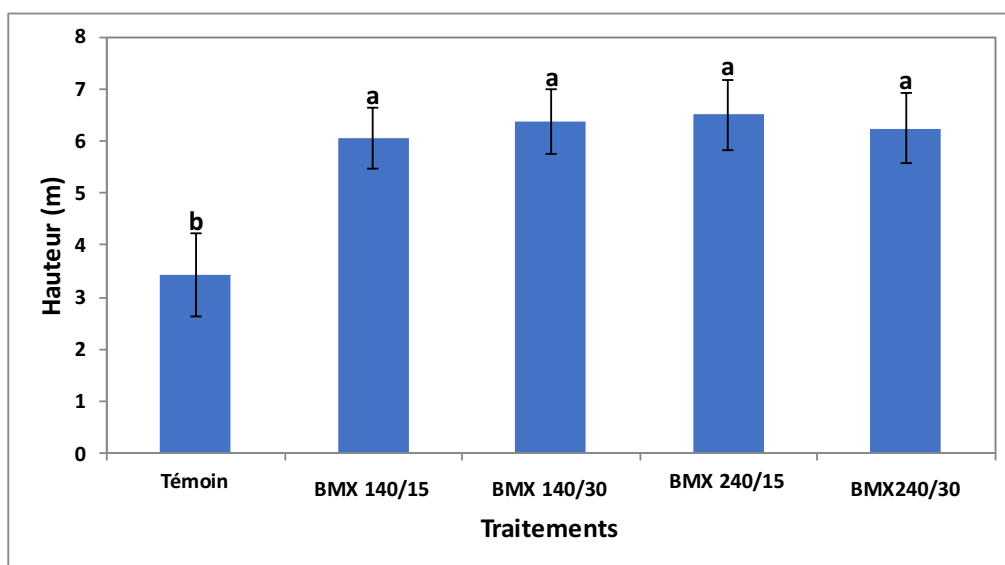


Figure 10. Hauteurs moyennes avec écarts-types du peuplier hybride en Estrie selon les différents amendements de matières résiduelles fertilisantes.

Note : Différentes lettres indiquent des résultats statistiquement différents à $p < 0,05$. 140 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 15 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 140/15), 240 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 15 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 240/15), 140 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 30 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 140/30) et 240 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 30 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 240/30).

Tableau 6. Gains moyens en hauteur du peuplier hybride en Estrie selon les différents amendements de matières résiduelles fertilisantes par rapport aux parcelles non traitées.

Gains moyens en hauteur par rapport au témoin (%)	
BMX 140/15	77,9
BMX 140/30	85,7
BMX 240/15	89,8
BMX 240/30	82,0

Note : 140 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 15 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 140/15), 240 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 15 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 240/15), 140 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 30 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 140/30) et 240 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 30 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 240/30).

4.3.2 Diamètre

Les mesures de diamètre effectuées sur les individus de PEH suggèrent des tendances qui vont dans le même sens que celles observées pour la hauteur (Figure 9). Selon les doses de MRF, les arbres des parcelles traitées ont connu entre 190% et 250% d'augmentation en diamètre par rapport aux arbres des parcelles non traitées et les différences étaient statistiquement significatives (Figure 9, Tableau 6). Aucune différence significative de diamètre entre les différents amendements de MRF n'a été mesurée (Figure 9).

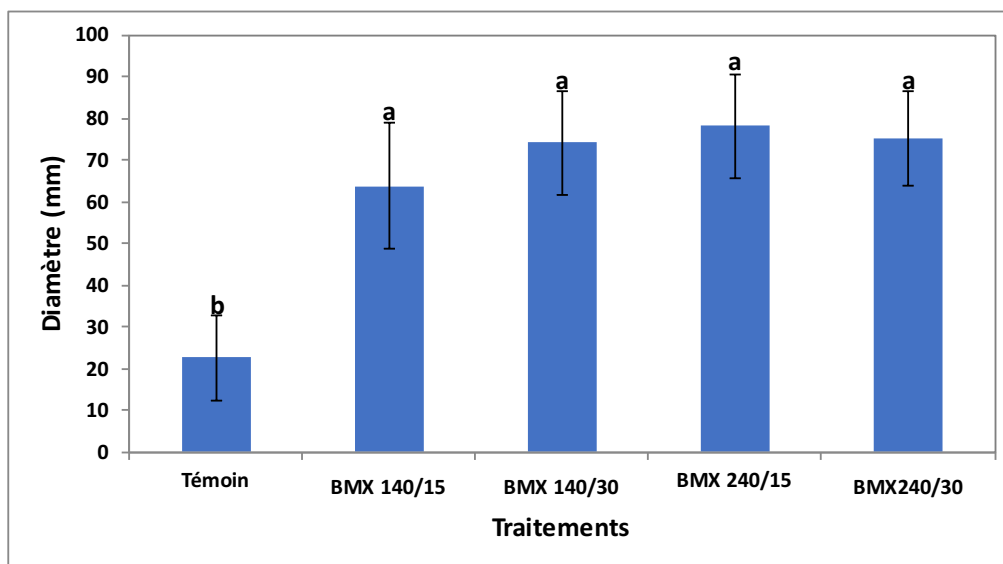


Figure 11. Diamètres moyens avec écarts-types du peuplier hybride en Estrie selon les différents amendements de matières résiduelles fertilisantes.

Note : Différentes lettres indiquent des résultats statistiquement différents à $p < 0,05$. 140 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 15 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 140/15), 240 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 15 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 240/15), 140 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 30 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 140/30) et 240 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 30 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 240/30).

Tableau 7. Gains moyens en diamètre du peuplier hybride en Estrie selon les différents amendements de matières résiduelles fertilisantes par rapport aux parcelles non traitées.

Gains moyens en diamètre par rapport au témoin (%)	
BMX 140/15	189
BMX 140/30	223
BMX 240/15	251
BMX 240/30	237

Note : 140 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 15 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 140/15), 240 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 15 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 240/15), 140 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 30 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 140/30) et 240 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 30 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 240/30).

4.3.3 Surface et poids foliaire

La surface foliaire du PEH suit les mêmes tendances que la hauteur et le diamètre (Figure 10). Selon les doses de MRF, les feuilles des arbres des parcelles traitées ont connu des augmentations de surface de 370 à 470% par rapport aux feuilles des arbres des parcelles non traitées (Tableau 7). Encore une fois, il y a des différences significatives entre les parcelles traitées et les parcelles non traitées, mais aucune différence significative de surface foliaire entre les différents amendements de MRF n'a été mesurées (Figure 10).

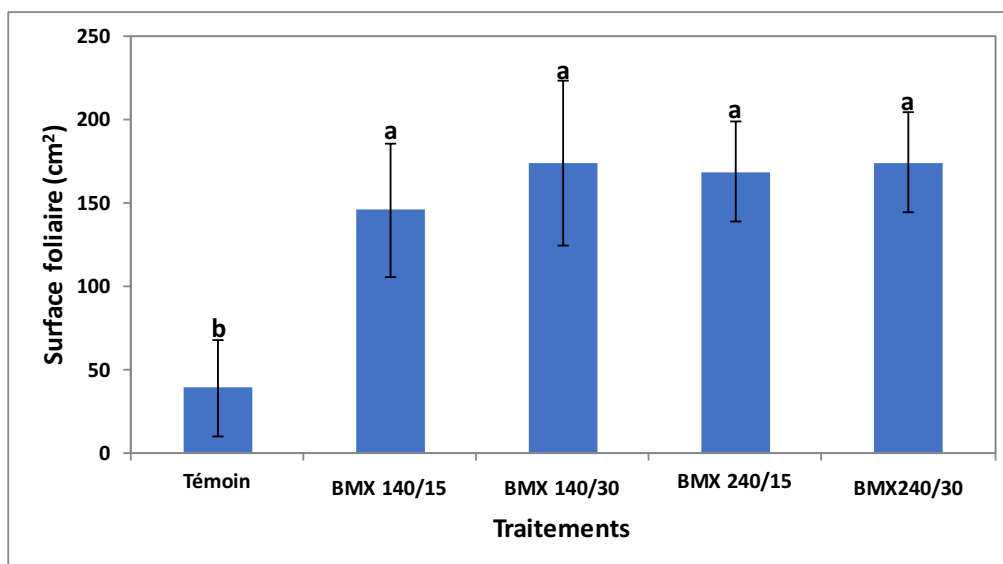


Figure 12. Surfaces foliaires moyennes avec écarts-types du peuplier hybride en Estrie selon les différents amendements de matières résiduelles fertilisantes.

Note : Différentes lettres indiquent des résultats statistiquement différents à $p < 0,05$. 140 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 15 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 140/15), 240 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 15 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 240/15), 140 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 30 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 140/30) et 240 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 30 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 240/30).

Tableau 8. Gains moyens en surface foliaire du peuplier hybride en Estrie selon les différents amendements de matières résiduelles fertilisantes par rapport aux parcelles non traitées.

Gains moyens en surface foliaire par rapport au témoin (%)	
BMX 140/15	368
BMX 140/30	472
BMX 240/15	434
BMX 240/30	449

Note : 140 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 15 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 140/15), 240 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 15 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 240/15), 140 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 30 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 140/30) et 240 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 30 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 240/30).

Selon les doses de MRF, les feuilles des arbres des parcelles traitées ont connu des augmentations significatives en poids de 350% à 510% par rapport aux feuilles des arbres des parcelles non traitées (Annexe 4). À nouveau, aucune différence significative de poids foliaire n'a été détectée entre les différents amendements de MRF (Annexe 5).

4.4 Relations entre la chimie du sol, la nutrition foliaire et la croissance du PEH

4.4.1 Régressions curvi-linéaires

Plusieurs relations curvi-linéaires et statistiquement significatives ont été détectées entre la composition chimique du sol et la croissance du PEH ou sa nutrition foliaire. Le pH du sol était fortement corrélé à la hauteur des plants et aux concentrations foliaires en P du PEH (Figure 11a,b). Les concentrations d'Al dans le sol et les feuilles du PEH étaient aussi négativement corrélées à sa hauteur (Figure 11c,d). Des tendances similaires à celles du P vs pH ont été observées quant aux autres macro-nutriments, mais les relations étaient moins robustes (résultats non présentés).

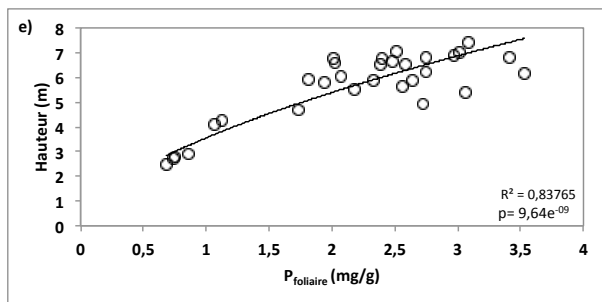
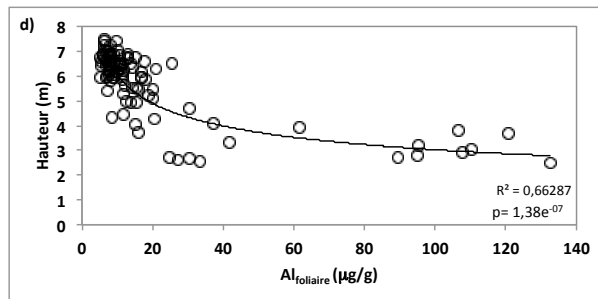
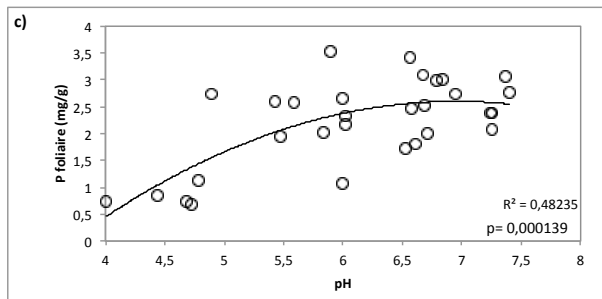
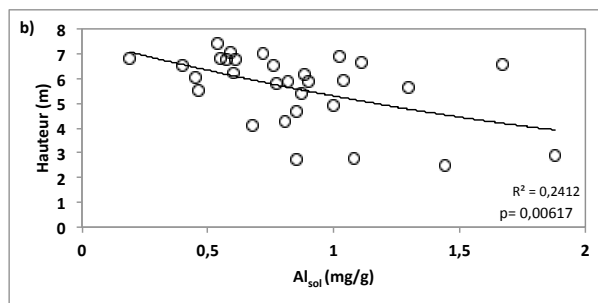
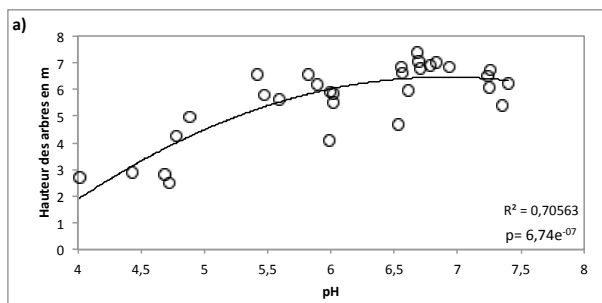


Figure 13. Influence du pH du sol et des teneurs en P et Al associés sur la hauteur du peuplier hybride en Estrie.

4.4.2 Analyse vectorielle

L'analyse vectorielle a dégagé deux grandes tendances. La première concerne les nutriments N, P, K et Ca. Les amendements ont favorisé une augmentation généralisée des poids, des concentrations et des contenus foliaires relatifs (Figure 12). Les vecteurs montrent une direction qui pointe, en général, vers la ligne de 180% de la biomasse équivalente, laissant suggérer de légères déficiences pour ces quatre nutriments dans le témoin (Haase et Rose 1995). Toutefois, pour le Mg, une augmentation des poids et contenus relatifs et une diminution de la concentration relative sont observées suggère une dilution de cet élément (Figure 12). En ce qui concerne Al, une diminution des concentrations relatives et des teneurs relatives confirme bien que cet élément est un antagoniste de la croissance (Figure 12).

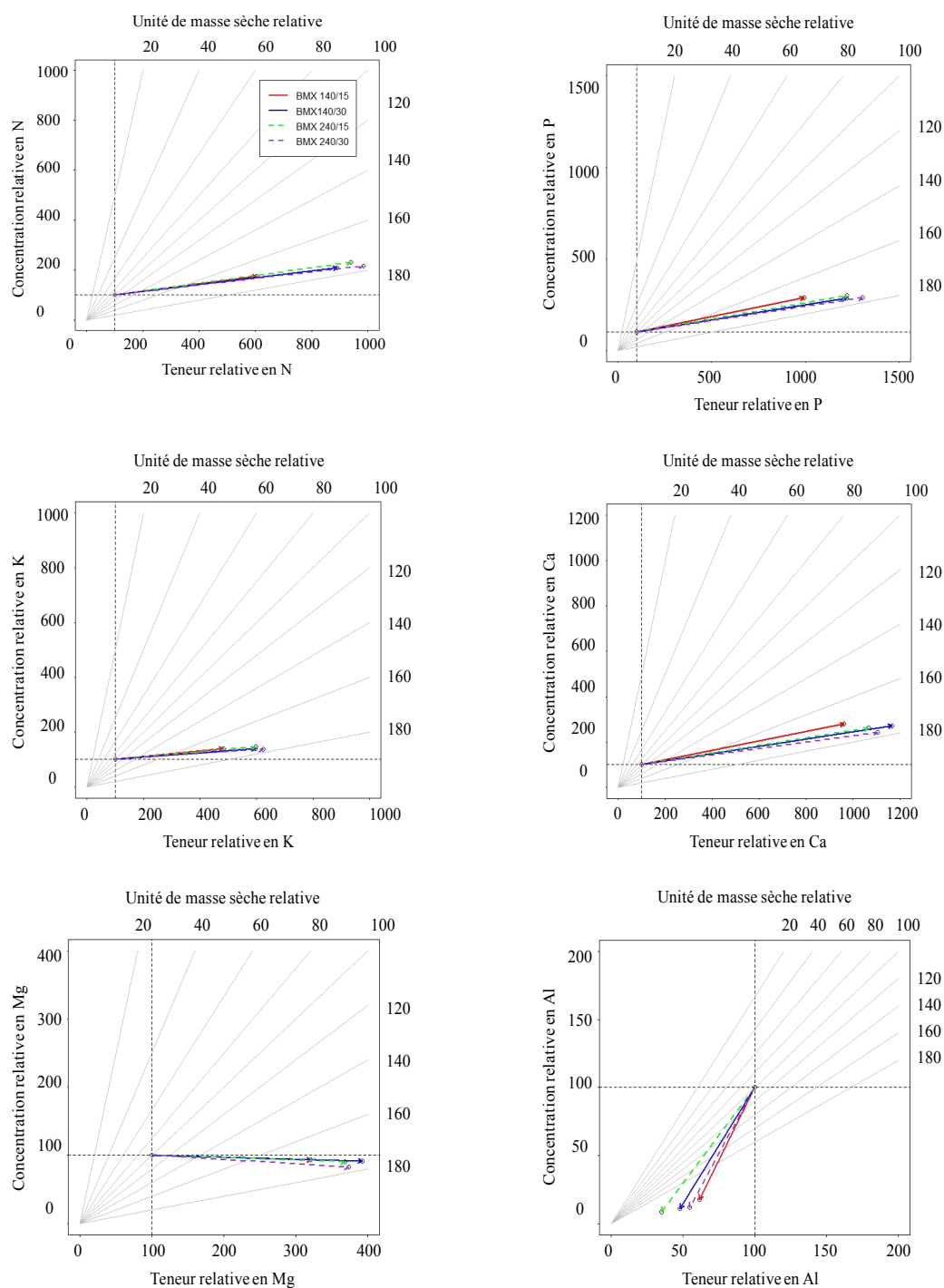


Figure 14. Analyse vectorielle de la nutrition foliaire (N, P, K, Ca, Mg et Al) et de la biomasse foliaire du peuplier hybride en Estrie selon les différents amendements de matières résiduelles fertilisantes par rapport au témoin (point (central) de référence).

Note : 140 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 15 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 140/15), 240 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 15 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 240/15), 140 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 30 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 140/30) et 240 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 30 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 240/30).

4.4.4 Boundary line

Les plages optimales (seuils minimal et optimal) obtenues par la méthode du *Boundary line* pour chacun des principaux nutriments (i.e. N, P, K, Ca et Mg) ainsi que pour Al sont présentées au Tableau 8, alors que les exemples de calcul du *Boundary line* sont montrés pour N et Ca seulement à la Figure 13. Elles sont comparées aux plages de Camiré et Brazeau (1998) pour le genre *Populus* et de René et al. (2013) pour le clone de PEH 915508 supporté par des sols agricoles estriens. Dans le cas du « *Boundary line inversé* » pour Al, nous observons que la croissance en hauteur du PEH chute rapidement avec une hausse des concentrations en Al dans les feuilles (Figure 13). Le seuil de 10% représente la concentration en Al dans les feuilles qu'on ne peut dépasser sans observer une baisse de 10% de la hauteur du PEH, d'où le fait qu'une seule valeur est présentée au Tableau 8 au lieu d'une plage de valeurs comme c'est le cas pour N, P, K, Ca et Mg. Les seuils de 30% et de 50% sont également présentés (Tableau 8).

Tableau 9. Comparatif des différentes plages optimales de concentrations foliaires en N, P, K, Ca, Mg et Al du genre *Populus*.

Plages de valeurs foliaires										
Valeurs	N		P		K		Ca		Mg	
	-----mg g ⁻¹ -----									
	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max
Camiré et Brazeau (1998)	20,0	38,0	2,2	5,9	10,0	25,0	6,0	21,0	1,5	3,5
René et al (2013)	22,0	36,0	1,6	3,0	7,2	13,0	4,7	7,5	1,9	3,1
Présente étude	20.4	35.4	2,0	4,1	7,1	13,0	6,7	12.9	2,7	4,3

Al mg g ⁻¹	
Seuil 10%	6,97
Seuil 30%	16,10
Seuil 50%	49,43

Note : Camiré et Brazeau (1998) correspond au genre Populus, René et al. (2013) correspond au clone de PEH 915508 sur des sols agricoles en Estrie et la présente étude s'applique au clone de PEH 915508 sur des sols forestiers en Estrie. Les seuils de 10%, 30% et 50% représentent les concentrations en Al dans les feuilles qu'on ne peut dépasser sans observer une baisse de 10%, 30% et 50% de la hauteur du PEH.

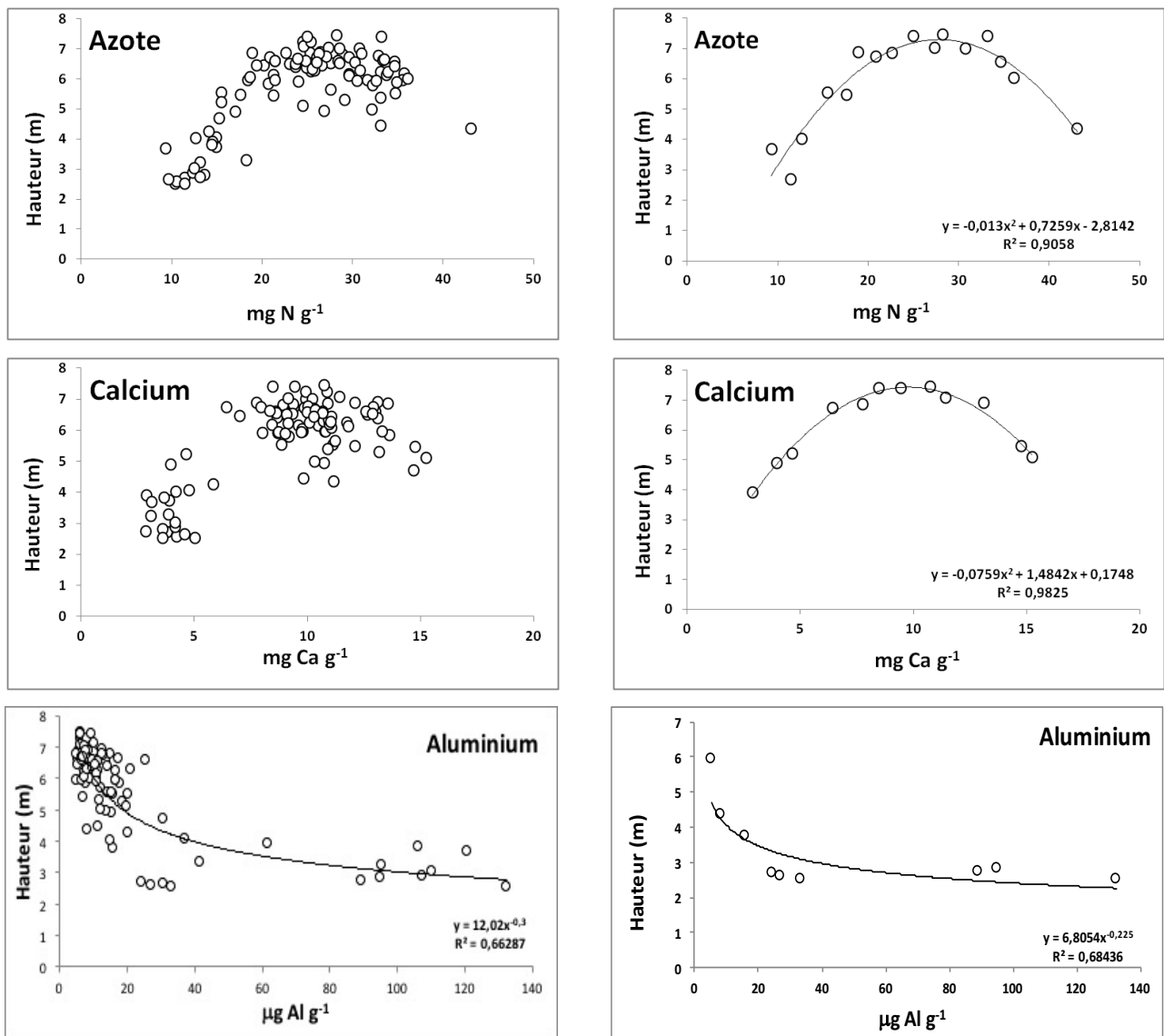


Figure 15. Définition des courbes *Boundary line* (« classique » pour N et Ca seulement et « inversé » pour l'Al) du peuplier hybride en Estrie à partir de l'ensemble des données foliaires et de hauteur disponibles.

4.4.5 CND-*ilr* et Cate-Nelson

L'analyse linéaire discriminante suggère que la nutrition foliaire du PEH des parcelles traitées se différencie nettement de celle du PEH des parcelles non traitées selon l'axe horizontal, alors que la nutrition foliaire du PEH sous les différents amendements de MRF se différencie selon l'axe vertical (Figure 14). Les deux axes expliquent 97,6% de la variation totale, l'axe horizontal/principal capture 94,9% de la variation totale et l'axe vertical/secondaire capture 2,68% de la variation totale (Tableau 9). Les différents amendements de MRF ne se différencient que très légèrement par l'axe vertical, avec seulement le traitement BMX140/15 qui est exclu d'un centroïde formé par tous les autres traitements de MRF (Figure 14). La matrice de classification du modèle indique une classification correcte variant entre 47 et 81% des traitements et 100% du témoin en utilisant les balances foliaires (Tableau 9). Dans l'ensemble, ce modèle suggère que les feuilles de PEH possèdent des signatures chimiques qui se distinguent nettement entre les parcelles traitées et les parcelles non traitées, alors qu'il y a beaucoup moins de différences entre les différents amendements de MRF.

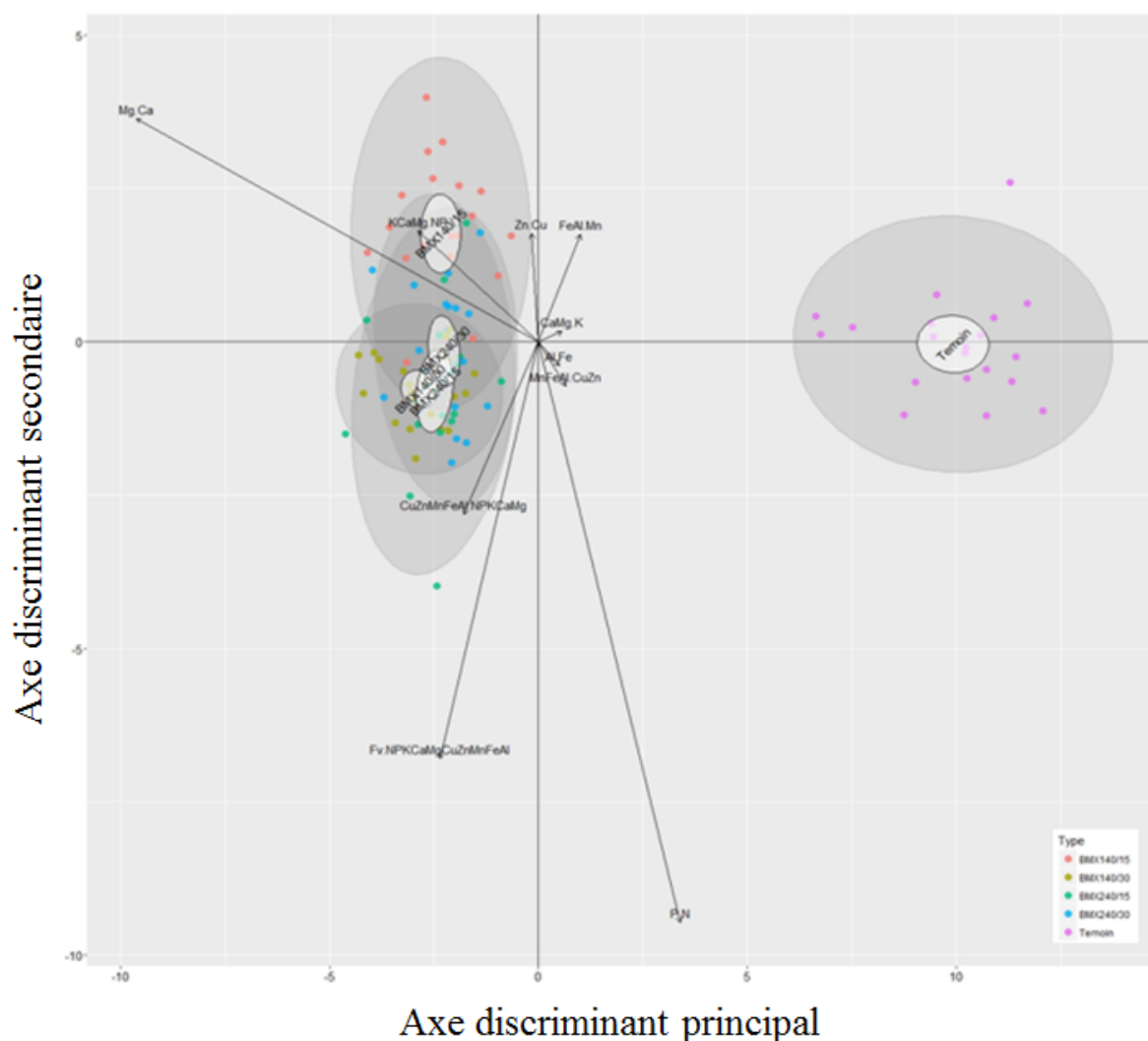


Figure 16. Analyse linéaire discriminante des balances foliaires CND-ilor du peuplier hybride en Estrie sous les différents amendements de matières résiduelles fertilisantes.

Note : 140 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 15 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 140/15), 240 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 15 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 240/15), 140 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 30 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 140/30) et 240 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 30 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 240/30).

Tableau 10. Résultat de l'analyse linéaire discriminante des balances foliaires CND-ilr du peuplier hybride en Estrie sous les différents amendements de matières résiduelles fertilisantes.

% de variation expliqué par les axes du modèle	
<i>Horizontal (axe principal)</i>	94,9
<i>Vertical (axe secondaire)</i>	2,68
% de classification adéquate des amendements de MRF par le modèle	
<i>Témoin</i>	100
<i>BMX 140/15</i>	81,0
<i>BMX 140/30</i>	68,4
<i>BMX 240/15</i>	47,4
<i>BMX 240/30</i>	71,4

Note : 140 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 15 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 140/15), 240 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 15 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 240/15), 140 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 30 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 140/30) et 240 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 30 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 240/30).

Les résultats du test *post-hoc* de Cate-Nelson effectué avec les distances d'Aitchinson à partir des balances foliaires CND-ilr suggèrent que le traitement BMX 240/15 se rapproche le plus d'une nutrition foliaire optimale pour le PEH (Figure 15) parce que le groupe de marqueurs correspondant à ce traitement est le plus rapproché de la ligne horizontale qui délimite les vrais négatifs.

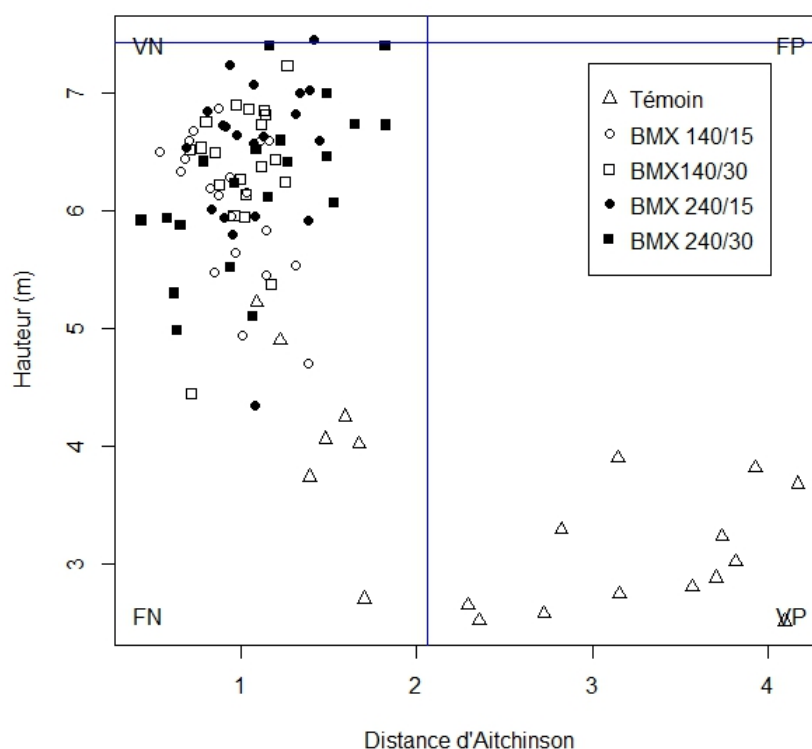


Figure 17. Résultats du test post-hoc de Cate-Nelson d'après les distances d'Aitchinson ainsi que les balances foliaires CND-ilr du PEH en Estrie sous les différents amendements de matières résiduelles fertilisantes.

Note : 140 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 15 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 140/15), 240 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 15 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 240/15), 140 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 30 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 140/30) et 240 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 30 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 240/30)

L'analyse linéaire discriminante suggère que la composition chimique des sols des parcelles traitées se différencie nettement de celle des parcelles non traitées selon l'axe horizontal, alors que les sols sous les différents traitements de fertilisation se différencient entre eux selon l'axe vertical (Figure 16). Les deux axes expliquent 94,5% de la variation totale, l'axe horizontal/principal capture 69,6% de la variation totale et l'axe secondaire/vertical capture 25,0% de la variation totale (Tableau 10). Les amendements de MRF se différencient davantage le long de l'axe secondaire avec la composition chimique du sol plutôt qu'avec les balances foliaires CND-ilr. Une discrimination bien plus nette est effectuée entre les traitements BMX 140/15 et 140/30 et les traitements BMX 240/15 et 240/30 (Figure 16). La matrice de classification du modèle indique une classification correcte variant entre 67 et 83% des traitements et 100% du témoin en utilisant la composition chimique des sols (Tableau 10).

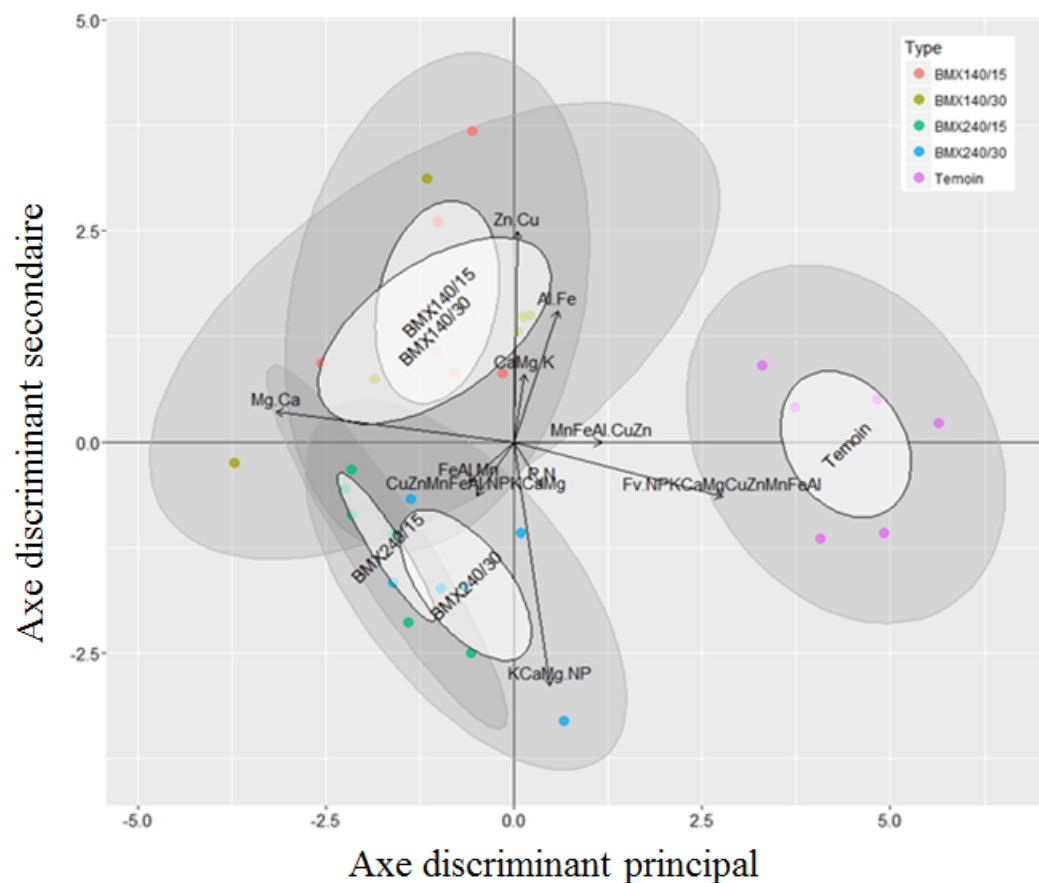


Figure 18. Analyse linéaire discriminante des balances du sol CND-ilor du peuplier hybride en Estrie sous les différents amendements de matières résiduelles fertilisantes.

Note : 140 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 15 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 140/15), 240 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 15 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 240/15), 140 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 30 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 140/30) et 240 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 30 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 240/30).

Tableau 11. Résultat de l'analyse linéaire discriminante des balances du sol CND-ilr du peuplier hybride en Estrie sous les différents amendements de matières résiduelles fertilisantes.

% de variation expliqué par les axes du modèle	
<i>Horizontal (axe principal)</i>	69.6
<i>Vertical (axe secondaire)</i>	25.0
% de classification adéquate des amendements de MRF par le modèle	
<i>Témoin</i>	100
<i>BMX 140/15</i>	83.3
<i>BMX 140/30</i>	83.3
<i>BMX 240/15</i>	66.6
<i>BMX 240/30</i>	66.6

Note : 140 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 15 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 140/15), 240 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 15 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 240/15), 140 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 30 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 140/30) et 240 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 30 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 240/30).

Les résultats du test *post-hoc* de Cate-Nelson, effectué avec les distances d'Aitchinson à partir des balances CND-ilr des sols tendent à confirmer la tendance observée par les analyses effectuées sur les feuilles, c'est-à-dire que le traitement BMX 240/15 est celui qui se rapproche le plus d'une nutrition optimale pour le PEH (Figure 17) parce que le groupe de marqueurs correspondant à ce traitement est le plus rapproché de la ligne horizontale qui délimite les vrais négatifs.

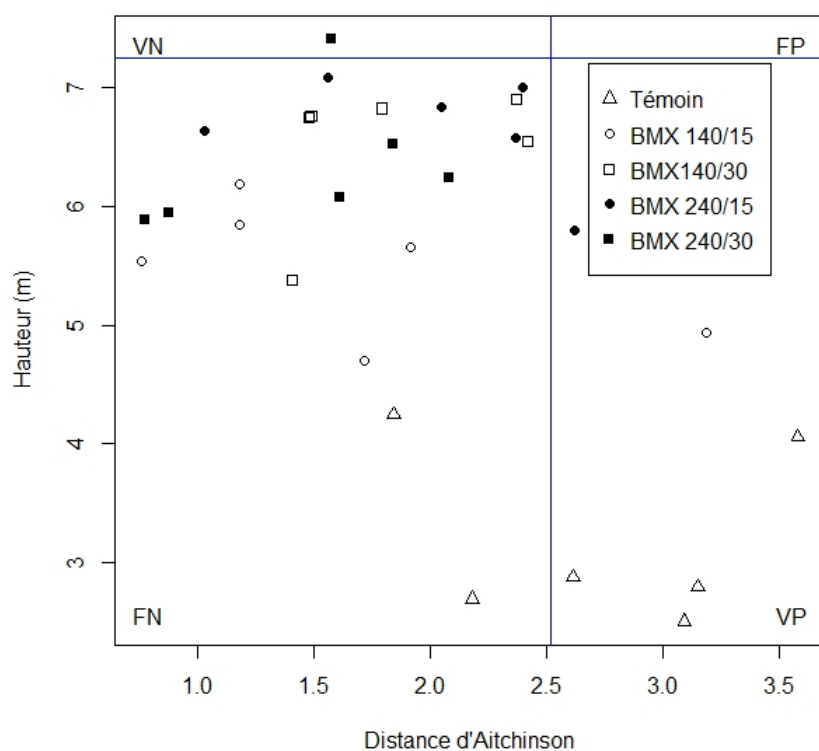


Figure 19. Résultats du test *post-hoc* de Cate-Nelson d'après les distances d'Aitchinson ainsi que les balances CND-ils des sols supportant le PEH en Estrie sous les différents amendements de matière résiduelles fertilisantes.

5. Discussion

Les effets des mélanges de nos différents biosolides sur les plantations de PEH en Estrie sont assez clairs : (1) augmentations significatives de caractéristiques morphologiques (i.e. augmentation de 1,6 à 2 fois de la taille, de 2,5 à 4 fois du diamètre, de 3 à 8 fois de la surface foliaire et de 2,7 à 9 fois du poids foliaire) ainsi que de la nutrition foliaire des arbres traités, (2) les traitements améliorent la qualité chimique des sols (ex. pH, N et Ca) et la nutrition foliaire en général, et (3) les résultats de chimie foliaire permettent de définir des outils diagnostiques de concentration élémentaire optimale pour les plantations industrielles de PEH.

5.1 Effets des biosolides papetiers et du chaulage sur la croissance

Plusieurs études décrivent une hausse du diamètre de la tige, du volume et de la hauteur (Kimberley et al. 2004, Larchêveque et al. 2006, Bozkurt et al. 2010) suite à l'application de biosolides municipaux. Maints clones de PEH (*P. deltoides* × *P. maximowiczii* et *P. deltoides* × *P. nigra*) ont également montré une réponse très positive suite à l'application de biosolides municipaux (Brown et Driessche 2002, Fortier et al. 2010). La méta-analyse de Reid et al. (2014) suggère également que le chaulage a un impact positif sur la productivité forestière. Toutefois, à l'exception des études d'Arnold et al. (1993a,b,c) sur l'effet des fertilisants chimiques combinés à la chaux sur les rendements du pin sylvestre, la littérature ne semble pas couvrir l'effet combiné des biosolides et du chaulage sur le rendement d'espèces d'arbres.

La réponse positive du PEH en Estrie suite à l'application de biosolides papetiers et au chaulage corrobore parfaitement les résultats de la littérature obtenus avec les biosolides municipaux, que ce soit pour la croissance radiale, la croissance en hauteur et les gains en biomasse et en surface foliaire. Toutes les variables morphologiques du PEH en Estrie (i.e. hauteur totale, DHP, surface foliaire et poids foliaire) étaient bien supérieures dans les parcelles traitées par rapport aux parcelles non traitées. Dans ce sens, puisque l'application des MRF s'avère bénéfique pour la croissance du PEH en Estrie, on peut présumer que la plantation peut être un puit important des nutriments et métaux apportés par les biosolides. Toutefois, quelle que soit la variable observée, il n'a pas été possible de statuer sur la plus grande efficacité de certains épandages (ou dosages) par rapport à d'autres. Ainsi, le principe de précaution nous recommande de conserver le plus petit dosage puisque celui-ci est statistiquement aussi efficace que les autres. La plantation de PEH en Estrie étant relativement jeune (troisième année de croissance au moment de l'échantillonnage), il est fort probable qu'il soit encore trop tôt pour déceler des différences entre les traitements. Il n'est pas impossible, toutefois, qu'un traitement se démarquera plus tard. Puisque les biosolides agissent comme des engrais à libération lente (McLaren 2007), on pourrait penser que les plus faibles dosages (140 t ha⁻¹) supporteront la croissance des arbres sur une plus courte période que les dosages plus élevés (240 t ha⁻¹). L'absence de différence entre les traitements pourrait également laisser croire que des pertes en N par lixiviation se soient produites en début de plantation, soit lors de la fonte du couvert de neige au printemps (Lauer et al. 1976) avant la mise en terre des plants (les plants ont été mis en terre au début juin suivant l'application des MRF).

ou avant que les exigences des plants commencent à être importantes (années 2 et 3). Ainsi, un deuxième épandage de biosolides 3 ou 4 ans après une première fertilisation à 140 t ha^{-1} pourrait s'avérer tout aussi efficace, sinon plus, qu'une seule fertilisation de 240 t ha^{-1} au début de la plantation. Cette hypothèse est actuellement testée sur le site d'étude ainsi qu'à deux autres plantations de PEH en Estrie (S. Bilodeau-Gauthier, communication personnelle). Néanmoins, le caractère impressionnant de la réponse sur le plan dendrologique du PEH aux MRF, peu importe le dosage, est encourageant et constitue une assise solide pour que le partenaire industriel poursuive et perfectionne ses pratiques d'épandage de MRF.

5.2 Effets des biosolides et du chaulage sur les sols et la nutrition foliaire

Compte tenu de l'amélioration généralisée de la nutrition foliaire ainsi que du pH et de plusieurs autres propriétés chimiques des sols, il peut être conclu que l'application combinée des biosolides papetiers et de la boue de chaux a un impact positif sur l'environnement nutritif du PEH en Estrie et de ce fait, sur sa croissance. Plusieurs études ont observé des hausses des concentrations foliaires en N de semis et d'arbres adultes suite à l'application de biosolides (Berry 1987, Kelty et al. 2004, Wang et al. 2010). Le N est principalement sous une forme organique qui n'est pas biodisponible (Wilson 2008). L'apport important en N par les biosolides est souvent la cause d'une diminution du rapport C:N observé dans les premiers horizons de sol (ex. humus) (Wilson 2008). Toutefois, en Estrie, les rapports C:N dans les sols ont augmenté sous les traitements avec 240 t ha^{-1} de biosolides papetiers, une hausse causée par l'augmentation concomitante des concentrations en C. Cela dit, les concentrations en N dans les sols ont également augmenté sous les mêmes traitements. L'azote qui provient des biosolides est décrit dans l'expérience de McLaren et al. (2007) comme étant persistant dans les sols forestiers supportant des plantations de pins de Monterey (*Pinus radiata*), même cinq années après l'épandage. Ils suggèrent que le N est minéralisé (et ainsi rendu disponible) très lentement, rapidement immobilisé par la biomasse microbienne associée à la litière, ou les deux. Des analyses isotopiques avec $\delta^{15}\text{N}$ ont d'ailleurs confirmé qu'une grande partie du N (sous forme de NO_3 et NH_4 dans le sol) (Wang et al. 2004, 2005, 2006) dans les feuilles ou sols provenait des biosolides (Kimberley et al. 2004, Valdecantos et al. 2011). Similairement, la hausse des concentrations en N foliaire ainsi que de la biomasse, du dhp et de la hauteur du PEH en Estrie suite à l'épandage des MRF laisse sous-entendre qu'il y a eu un prélèvement considérable par les racines de PEH du N libéré par les biosolides papetiers. Toutefois, le fait qu'il n'y ait pas de différence entre les traitements suggère qu'une portion assez importante du N contenu dans les biosolides papetier est demeurée tout de même non utilisée par les racines. Cela pourrait s'expliquer par : (1) une disponibilité de N à des taux plus faibles que la demande, (2) des pertes en N par lixiviation (Lauer et al. 1976), et/ou (3) les deux.

L'application de biosolides municipaux augmente normalement les concentrations en P dans le sol, lesquelles peuvent atteindre des valeurs très largement supérieures à celles des parcelles non traitées dans les cas de fortes doses de biosolides (Larchèveque et al. 2006). En Estrie, l'augmentation du pH du sol par le chaulage, en combinaison avec les biosolides papetiers, moins riches en P que les biosolides municipaux, a placé les sols des traitements BMX 240/15 et 240/30 dans la zone optimale de disponibilité du P, soit des pH

entre 6 et 7 (Havlin et al. 2005). À l'intérieur de cette plage de pH, le P précipite peu avec le Fe, l'Al ou le Ca ou adsorbe peu sur les sesquioxides de Fe et Al. Bien que rien de significatif vis-à-vis de la teneur en P extractible foliaire n'ait été constaté, il est possible d'observer une tendance à la hausse du P extractible sous les deux plus fortes doses de biosolides papetiers. En effet, alors que les sols des parcelles non traitées et les parcelles BMX 140/15 et 140/30 se situent aux alentours de 15 mg P kg^{-1} , les sols des parcelles BMX 240/15 et 240/30 ont des valeurs se situant autour de 30 mg P kg^{-1} . Selon Sawyer et al. (2002), des valeurs de P extractible au Mehlich III entre 26 et 35 mg P kg^{-1} sont optimales pour le rendement de la plupart des cultures. Cette biodisponibilité plus élevée sous les parcelles traitées s'est traduite par une hausse générale des concentrations en P foliaire. La hausse des concentrations foliaires en P concordent aussi avec la littérature pour d'autres espèces traitées avec les biosolides municipaux (Fiorentino et al. 2003).

De même, une tendance (i.e. non-significative) à l'augmentation de l'ISP des sols de la plantation de PEH en Estrie est constatée avec la dose 240 t ha^{-1} de biosolides, ce qui est un indicateur supplémentaire de la biodisponibilité de plus en plus grande du P avec les forts dosages. Les concentrations d'Al dans les sols sont restées relativement inchangées, mais les concentrations en Al foliaire ont diminué (effet significatif marginal, $P < 0,1$), indiquant la baisse de mobilité bien connue de Al avec l'augmentation du pH. La hausse de l'ISP avec les traitements BMX 240/15 et 240/30 est donc davantage attribuable à la hausse des concentrations en P dans le sol qu'à la diminution de Al. Malgré cette hausse, l'ISP est demeuré assez faible, soit à moins de 6%, suggérant aussi qu'il y a peu de risques de lixiviation du P vers la nappe phréatique et les eaux de surface (De Barmon et Banton 2005). De plus, tout comme le N, on remarque que les concentrations en P foliaire ne se sont pas distinguées selon les différentes doses de biosolides papetiers utilisées. Il est donc probable qu'une bonne partie du P ajouté par les biosolides papetiers ait été mobilisée à un trop faible taux pour répondre aux besoins du PEH ou que le P est en quantité suffisante et qu'un autre facteur la croissance. Toutefois, il n'est pas possible d'éliminer la possibilité qu'une partie du P aurait été perdue au premier printemps après son épandage, avant que les plants soient mis en terre.

McLaren et al. (2007) ont observé une augmentation des concentrations de Ca dans les sols suite à l'épandage de biosolides municipaux. Toutefois, la concentration élevée en Ca des biosolides et le rapport élevé Ca:Mg a entraîné une lixiviation du Mg ainsi qu'une baisse des concentrations en Mg dans les sols due à la dominance du Ca sur les sites d'échanges. La saturation en bases moyenne dans les parcelles traitées a aussi augmenté par rapport aux parcelles non traitées (McLaren et al. 2007). En Estrie, l'apport massif de Ca sous la forme de boue de chaux (Ca(OH)_2) est sans doute la cause première de la hausse importante des concentrations en Ca dans les sols et les feuilles de PEH dans les parcelles traitées ainsi que la hausse de la saturation en bases (voir les différences significatives de la saturation en Ca des sols à l'annexe 1). Le Ca extrait au Mehlich III occupait de 50,2 à 71,9% des surfaces d'échange du sol dans les parcelles traitées, alors qu'il n'occupait en moyenne que 11,4% des surfaces d'échange dans les parcelles non traitées. Ces résultats sont cohérents avec d'autres études sur le chaulage (Demeyer et al. 2001, Arvidsson et Lundkvist 2002, Augusto et al. 2008). L'effet du chaulage sur la saturation en Ca et en bases peut persister plusieurs années et dépend du

type de sol, de la durée des essais et du type de couvert forestier (voir la méta-analyse de Reid et Watmough (2014)). Par ailleurs, le dispositif de PEH en Estrie étant jeune, il est sans doute plus réceptif à la mobilisation du Ca comme cela a été démontré par Hamburg et al. (2003). Une partie de l'effet chaulant est toutefois imputable aux biosolides papetiers puisque la hausse de la saturation en bases s'observe aussi avec l'augmentation des dosages de biosolides.

Au contraire du Ca, les concentrations en Mg dans les feuilles ont diminué sous le traitement BMX 240/30. Les concentrations en Mg dans les sols ont augmenté légèrement sous les traitements BMX 240/15 et 240/30, probablement dû à un apport des biosolides papetiers, mais ces différences ne se sont pas avérées significatives. Par conséquent, un effet antagoniste d'une surcharge de l'activité en Ca dans la solution de sol explique mieux la diminution du prélèvement de Mg par les arbres suite à l'épandage de MRF (Loide 2004). Cette baisse du Mg foliaire sous le traitement BMX 240/30 pourrait aussi s'expliquer par un effet de dilution où la feuille grossit alors que la disponibilité et le prélèvement du Mg n'augmentent pas (Haase et Rose 1995). Le fait de n'avoir aucune différence notable en Ca foliaire entre les traitements laisse supposer que le PEH absorbe le Ca jusqu'à saturation et ce, dès les premières doses de MRF. Dans cette optique, cette observation tend à répondre en partie aux objectifs de parcimonie. En effet, puisque les « recettes » basées sur un double dosage de boue de chaux (i.e BMX 140/30 et BMX140/30) n'ont pas eu un effet additionnel, il faudrait d'autres bénéfices (ex. un pH optimal des sols maintenu plus longtemps) pour justifier le maintien de cette pratique en Estrie. Heureusement, à juger des concentrations foliaires dans les parcelles non traitées, on peut supposer que le Mg est naturellement un des rares éléments présents en quantité suffisante dans les sols estriens.

Pour le K, les résultats foliaires obtenus, en dessous du seuil optimal de croissance, semblent contradictoires avec la réponse positive du PEH observées en Estrie suite à l'épandage des MRF. En effet, les résultats ont révélé une réponse de croissance spectaculaire, difficilement compatible avec des déficiences en K foliaire sous l'ensemble des traitements (les déficiences persistent même si les traitements de fertilisation ont généralement augmenté les concentrations en K foliaire). Cette observation est néanmoins en accord avec ce qui a pu être observé par Kimberley et al. (2004) dont les résultats suggéraient une amélioration du N foliaire des arbres suite à l'application de biosolides municipaux. Cependant, l'apport en N issu des biosolides s'était avéré largement supérieur à celui en K. Cela constituait la cause d'une diminution du rapport K:N observé dans les feuilles, expliquant pourquoi le K est alors devenu limitant et que les taux de croissance observées ont baissé à certains stades du traitement (Kelty et al. 2004). Les effets de la dominance du Ca sur les autres cations ont aussi été observés avec le K. De par sa plus faible force d'adsorption et sa plus forte mobilité, le K peut être délogé par le Ca et lessivé vers les couches de sol plus profondes (Arnold et Diest 1993a). Marschner et al. (1989) cités dans Arnold et al. (1993b) ont observé que les concentrations maximales en K dans la solution de sol étaient à 2 m de profondeur seulement 2 mois après l'épandage de fertilisants chimiques. Comme pour le PEH en Estrie, Arnold et al. (1993b) a démontré une augmentation foliaire significative de la concentration en K directement après épandage de fertilisants chimiques. Toutefois, dans

leur cas, cette même augmentation était réduite quand la chaux était combinée aux fertilisants chimiques. Ainsi, le processus à base de chaux est favorable à l'assimilation du P, mais un ajout trop important de chaux augmente l'activité de Ca dans le système (ou sature le système en Ca), ce qui peut s'avérer défavorable à l'assimilation du K. En Estrie, les données de sol ou les données foliaires n'indiquent aucune interférence par N ou Ca sur le K, mais des dosages de biosolides papetiers et de boue de chaux plus élevés pourraient s'avérer problématiques étant donné les concentrations en K foliaire jugées faibles (voire la section suivante sur les diagnostics).

5.3 Raffinement des diagnostics foliaires par les analyses vectorielles et le *Boundary line*

Les analyses de la chimie foliaire n'étaient pas, pour une bonne portion des éléments étudiés, toujours cohérentes avec les observations de terrain effectuées dans d'autres études. En effet, il a été constaté que le P, malgré les traitements, était en moyenne très proche de la limite inférieure des plages de concentrations foliaires optimales décrites par Camiré et Brazeau (1998) pour le genre *Populus*. Le K foliaire était, quant à lui, systématiquement en dessous des valeurs de Camiré et Brazeau (1998), quel que soit le traitement. Il est donc difficile d'interpréter la réponse positive et significative du PEH à ces traitements, alors que, vraisemblablement, le P foliaire était tout juste suffisant pour satisfaire sa croissance et que le K foliaire était déficient. Par ailleurs, le Mg foliaire était, à l'inverse, largement au-dessus des valeurs optimales, et cela naturellement, puisque cette observation pouvait se faire autant pour les parcelles traitées que les parcelles non traitées.

Les plages optimales obtenues par la méthode du *Boundary Line* sont cohérentes avec celles de René et al. (2013) pour le clone de PEH 915508 cultivé en Estrie sur des sols agricoles. Si les plages optimales générées pour N et K sont quasiment identiques entre la présente étude et celle de René et al. (2013), les plages obtenues pour P, Ca et Mg dans la présente étude sont systématiquement supérieures. Avec les nouvelles plages optimales foliaires obtenues dans la présente étude, la situation de N, P et Ca reste inchangée par rapport aux plages de Camiré et Brazeau (1998). On remarque que les concentrations foliaires en K sont sous le seuil minimal défini par Camiré et Brazeau (1998). Celles-ci se situent dorénavant dans la zone de valeurs optimales obtenues par le *Boundary line*. Enfin, pour les concentrations foliaires en Mg, celles-ci se rapprochent ou se situent souvent avec la limite supérieure de concentrations optimales définies par Camiré et Brazeau (1998), laissant supposer que cet élément serait en excès. On remarque néanmoins que les nouvelles plages de valeurs optimales définies par le *Boundary line* nous donnent des résultats foliaires où le Mg serait parfaitement dans les plages et ne serait donc pas un élément problématique pour la croissance. L'ajustement des normes foliaires par rapport à celles de Camiré et Brazeau (1998) s'est donc principalement fait en relevant les limites de P, Ca et Mg, alors qu'il y avait peu de changements pour N et K. Les parcelles non traitées sont restées en-dessous des valeurs optimales, alors que les parcelles traitées, peu importe le dosage, dépassaient nettement les seuils minimaux pour N, P, K et Ca. En ce qui a trait au Mg, les concentrations sont restées élevées, à la limite du seuil optimal, même après le réajustement des plages. Ce résultat s'explique sans

aucun doute par l'abondance des complexes ophiolitiques dans la région (Laurent 1975). Les roches de ce type de complexe sont riches en Mg (ex. basaltes, péridotites et serpentines), donnant des sols avec une disponibilité en Mg naturellement élevée.

Le recours à l'analyse vectorielle a également été pertinent puisque cette technique offre un diagnostic visuel à la fois rapide, précis et complet de l'état nutritionnel des individus. Les analyses vectorielles ont donné des résultats identiques quelques soient les éléments nutritifs considérés. Ainsi, dans le cas de N, P, K et Ca, les vecteurs pointent vers une déficience, laissant sous-entendre que ces éléments sont limitants sans que l'effet ne soit très marqué. Pour ce qui est du Mg foliaire, les vecteurs pointent vers une légère dilution, tel que proposée dans la section précédente. Par ailleurs, le vecteur du traitement BMX 140/15 est systématiquement plus court que ceux des autres traitements, quel que soit l'élément considéré. Un vecteur plus court dans le cas d'une déficience signifie que les feuilles produisent moins de biomasse et de minéralomasse (Haase et Rose 1995).

Dans le but d'améliorer la productivité des cultures de PEH, il peut s'avérer opportun de développer une procédure qui permet de faire des diagnostics concrets et utiles pour le producteur de PEH. Mais plutôt que d'utiliser une approche qui ne fait état que des éléments en faveur de la croissance, des diagnostics foliaires qui tiennent compte d'éléments qui sont défavorables à la croissance des arbres peuvent être considérés. Notamment, cette étude démontre que de fortes concentrations en Al foliaire sont défavorables à la croissance du clone 915508. En effet, l'analyse vectorielle a clairement montré un effet antagoniste de Al sur la croissance du PEH ainsi que de plus faibles concentrations foliaires sous les traitements par rapport aux parcelles non traitées. Ce phénomène s'explique probablement par des interférences sur le prélèvement de nutriments comme P, Ca, Mg, K, Fe, Mn, Cu et Zn (Roy et al. 1988, Cronan et Grigal 1995) et par une cytotoxicité pour le PEH au-delà d'une certaine concentration (Timmer 1985). Ainsi, une concentration foliaire « cible » de 6,97 mg Al g⁻¹ a été établie. Si cette concentration est dépassée dans les feuilles du clone 915508, le producteur pourrait subir des baisses de productivité de 10% ou plus par rapport aux rendements optimaux.

5.4 Bénéfices des CND-ilr et du traitement *post-hoc* Cate-Nelson

La balance foliaire [Mg|Ca] s'illustre tout particulièrement en s'étirant fortement le long de l'axe principal (horizontal) dans l'analyse CND-ilr. D'après les résultats foliaires, une dilution de la concentration en Mg foliaire était observée d'une part, et une forte augmentation de la concentration en Ca foliaire avec les traitements était observée d'autre part. On peut attribuer principalement cette tendance à l'utilisation de la boue de chaux (i.e. Ca(OH)₂). Marchand et al. (2013) mettaient également en évidence un résultat similaire puisque, dans leur dispositif expérimental, les sites de production de canneberge qui montraient de hauts rendements se distinguaient par cette même balance. Par ailleurs, la balance foliaire [P|N] constitue la deuxième balance expliquant le plus la variation sur l'axe principal. Largement utilisé en étude des eaux pour mieux comprendre la productivité primaire des océans (Tett et al. 1985, Hecky et Kilham 1988) et maintenant

la productivité des écosystèmes terrestres (Güsewell 2004, Cleveland et Liptzin 2007), le rapport N:P est également éclairant en ce qui concerne l'effet du chaulage sur la nutrition du P et de N. Puisque l'ajout de chaux a efficacement augmenté le pH, le chaulage a également contribué à améliorer la disponibilité et le prélèvement du P. Les traitements se rapprochant de la neutralité ont donc amélioré la nutrition foliaire en P par rapport aux parcelles non traitées.

Dans un second temps, le vecteur [P|N] se distingue encore une fois pour expliquer la variation sur l'axe secondaire (vertical). Ce vecteur fait la différenciation entre le traitement BMX 140/15 et les trois autres. En moyenne, les trois autres traitements sont dans une fourchette de pH plus favorable (c'est-à-dire entre 6 et 7) pour la disponibilité de P. Par ailleurs, le vecteur symbolisant la balance des éléments testés vs la valeur de remplissage (Fv) semble être la deuxième balance la plus discriminante. Cette balance indique une nutrition foliaire généralement supérieure sous les traitements BMX 140/30, BMX 240/15 et BMX 240/30 par rapport au traitement BMX 140/15. La combinaison de ces deux vecteurs suffit pour discriminer ce dernier traitement du reste. L'approche CND-*ilr* constitue donc un avantage certain puisqu'il avait été jusque-là impossible de différencier les traitements entre eux avec certitude par des analyses statistiques conventionnelles (ANOVA) qui utilisent les concentrations foliaires brutes. D'autres études ont démontré la force des CND-*ilr* par rapport aux valeurs brutes, notamment dans le cas d'analyses multivariées parce que la transformation logarithmique fournit des variables qui sont linéairement indépendantes (Parent et al. 2013, Collin et al. 2016). Par ailleurs, la classification à postériori confirme que le traitement BMX 140/15 est bien démarqué des autres traitements avec 81% des individus de ce traitement qui ont une nutrition foliaire uniquement attribuable à ce traitement.

Suite aux CND-*ilr*, les résultats du test *post-hoc* Cate-Nelson peuvent paraître curieux à première vue. En effet, si les parcelles non traitées (triangles blancs) sont majoritairement classées dans les vrais négatifs (et donc considérées comme étant limitées par les nutriments), les parcelles traitées sont, quant à elles, placées dans les faux négatifs. Ainsi, les individus traités avec les MRF seraient limités non seulement par la nutrition mais aussi par d'autres facteurs comme la compétition inter/intra spécifique pour l'eau et la lumière. Comme la plupart des espèces pionnières, le genre *Populus* est reconnu comme étant sensible à une faible disponibilité en lumière (Burns et Honkala 1990) et il est exigeant en eau de par ses taux de croissance importants (Ferro et al. 2001, Quinn et al. 2001) ce qui serait cohérent avec l'absence de différences foliaires et morphologiques entre les amendements alors que la plage de réponse des sols est plus étendue. Ce résultat, contre-intuitif vis-à-vis des croissances observées, vient tempérer les résultats des analyses vectorielles. Cela laisse penser que les individus de PEH pourraient possiblement être encore plus performants en absence de compétition pour l'eau et la lumière. Aussi, c'est possiblement à cause de cette compétition que les différents traitements de MRF tardent à se démarquer les uns des autres et que les différences se manifesteront davantage lors de la fermeture de la canopée, réduisant ainsi la compétition interspécifique. Le site de la présente étude n'est d'ailleurs pas le plus productif de la région estrienne, probablement parce que la compétition interspécifique y est assez dense et que la compétition intraspécifique y est sans doute plus omniprésente qu'ailleurs parce que l'espacement

minimum recommandé de 3×3 m pour le PEH n'a pas été aussi bien respecté qu'ailleurs (N. Bélanger, communication personnelle).

Les analyses CND-*ilr* effectuées sur les données de sol constituent un complément d'information intéressant aux analyses CND-*ilr* faites sur les données foliaires. Alors que la discrimination entre les parcelles traitée et les parcelles non traitée était très forte dans le cas de la chimie foliaire, les variations exprimées par les axes étaient un peu plus équilibrées dans le cas de la chimie des sols (94,6 % de la variation totale expliquée avec les deux axes). En revanche, l'axe principal ne représentait plus que 69,6 % de cette variation (contre 94 % pour le foliaire) et l'axe secondaire représentait 25 % de cette variation (contre 2 % pour le foliaire). Considérant l'axe principal, deux vecteurs s'illustrent tout particulièrement, soit [Fv|N,P,K,Ca,Mg,Cu,Zn,Mn,Fe,Al] et [Mg|Ca]. Les sols des parcelles traitées semblent contenir plus d'éléments nutritifs, tel qu'indiqué par le vecteur [Fv|N,P,K,Ca,Mg,Cu,Zn,Mn,Fe,Al] et moins de Al. Les traitements fournissent plus de nutriments par l'entremise des biosolides papetiers (et aussi par le chaulage en augmentant la mobilité de certains nutriments comme le P par l'ajustement du pH). Par ailleurs, le vecteur [Mg|Ca] indique que les sols traités sont largement débalancés par un excès de Ca suite à l'application de la boue de chaux, dépourvue de Mg. Ainsi, l'application de la boue de chaux est percevable dans le modèle et donne une partie de la signature nutritionnelle des parcelles traitées. L'axe secondaire est probablement encore plus intéressant puisqu'il fournit une toute nouvelle information. En effet, cet axe discrimine très nettement les parcelles qui ont reçu le plus faible dosage de biosolides papetiers (i.e 140 t ha^{-1}) à celles qui ont reçu le plus fort dosage de biosolides papetiers (i.e 240 t ha^{-1}). Deux vecteurs sont caractéristiques de cette séparation, c'est-à-dire [Zn|Cu] et ([K,Ca,Mg|N,P]. Ces vecteurs témoignent de signatures nutritionnelles des parcelles recevant la plus forte dose et qui se caractérisent par moins d'anions (N et P) par rapport aux cations et par un rapport Cu:Zn plus faible. Autrement dit, les sols fortement amendés (BMX 240/15 et 240/30) sont plus pauvres en Cu que les sols faiblement amendés (BMX 140/15 et 140/30), attribuable à l'effet alcalinisant des plus forts amendements, qui rend cet élément ainsi que plusieurs autres métaux traces comme le Zn, Cd et Ni moins biodisponibles (Sauvé et al. 2000). C'est ce même effet alcalinisant qui fut la cause principale d'une meilleure minéralisation (N) et d'une plus grande disponibilité (P) des anions, favorable à une meilleure nutrition du PEH dans les parcelles traitées. Le test *post-hoc* Cate-Nelson mené sur les données de sol consolide la tendance observée avec les données foliaires, i.e. les parcelles non traitées (triangles blancs) sont majoritairement classées dans les vrais négatifs et les parcelles traitées sont placées dans les faux négatifs, confirmant que la croissance du PEH n'est pas uniquement limitée par la disponibilité des nutriments du sol mais aussi par des facteurs comme la lumière et l'eau.

5.5. Les métaux

Outre la composition intrinsèque en métaux des biosolides, la disponibilité de ces éléments dans le sol après l'amendement a été assez bien étudiée. Un grand nombre de facteurs contrôlent cette dynamique. En effet, le type de sol et la teneur en eau peuvent affecter la disponibilité des métaux pour les plantes (Fuller et

Tucker 1977, Brallier et al. 1996, Illera et al. 2000, Pascual et al. 2004) ainsi que le pH, le potentiel RedOx, la texture du sol, la teneur en matière organique, la spécialisation des ions, la concentration et le type d'ions en compétition ainsi que la présence de ligands organiques ou non (Brallier et al. 1996, Hartley et al. 1999, Illera et al. 2000). Dans le cas des sols de la région estrienne, les traitements avec les MRF ont eu un effet alcalinisant sur le sol. Ainsi, l'épandage de biosolides papetiers et de boue de chaux n'a généralement pas eu d'effet négatif sur la disponibilité des métaux. En fait, les concentrations de métaux dans les feuilles sont généralement restées inchangées ou elles ont diminuées suite à l'épandage des MRF, à l'exception de Cu et Se qui ont augmenté.

5.6 Limites de notre étude

Le dispositif expérimental a été initialement mis en place par notre partenaire industriel et c'est notre équipe de recherche qui l'a récupéré dans un second temps. De ce fait, nous avons dû nous « accommoder » de certaines caractéristiques du dispositif au cours de notre étude. Le dispositif est constitué de deux blocs construits selon la même architecture, mais, compte tenu des difficultés d'opération de la machinerie sur le terrain, il n'y a pas eu de tirage aléatoire des traitements. De plus, le dispositif ne couvrait qu'un seul site et notre partenaire industriel a souhaité s'affranchir de l'effet de réponse lié à leur clone de PEH le plus polyvalent et performant pour leurs terrains. Dans ce sens, la plantation à l'étude n'a permis d'articuler la réponse du PEH à la fertilisation et au chaulage autour d'un seul et même clone, sans aucune possibilité de faire intervenir un minimum de diversité, tant au niveau génétique que dans les conditions de croissance, dans nos tests. Il nous est donc impossible de statuer sur la réponse d'un autre clone de PEH dans des circonstances de croissance semblables, encore moins sous des conditions de croissance divergentes.

Le processus de mise en monticule est également une faiblesse du dispositif. Avant la création de ces derniers, les biosolides et la boue de chaux sont épandus à l'aide d'un déflecteur dont l'efficacité dépend à la fois de la vitesse de la machine et de la justesse et de la constance de l'opérateur. Les taux d'application des biosolides et de la boue de chaux sont donc des taux qualifiés « d'opérationnels » et qu'une incertitude existe si l'on utilise un regard purement scientifique. Pour obtenir des dosages exacts, il aurait fallu procéder à la main, mais cette approche ne nous aurait pas permis non plus de couvrir d'aussi grandes surfaces que celles couvertes par les deux blocs. Un constat similaire est également applicable au processus de création de monticules, via l'épandage des boues de chaux à la surface des monticules. Encore une fois, cette approche s'explique par une opérationnalisation des pratiques. D'un point de vue scientifique, cette approche complexifie l'échantillonnage du système sol puisque les effets du fertilisant ne se sont pas fait sentir aux mêmes profondeurs que ceux du chaulage (Bilodeau-Gauthier et al. 2013). L'échantillonnage requis pour bien caractériser la valeur nutritionnelle des monticules est d'autant plus exigeant compte tenu du brassage des couches pédogénétiques (Bilodeau-Gauthier et al. 2013). Les analyses de sol n'étaient pas intégrées dans notre premier protocole d'échantillonnage. À l'origine, les analyses de sols visaient à décrire la qualité générale du site. Dans cette optique, nous avons créé des échantillons composites de la surface des monticules qui se sont

ensuite montrés utiles pour l'interprétation des résultats foliaires. Même si nos modèles d'analyse tenaient compte des effets aléatoires, nous reconnaissons que la base de données sur la qualité des sols ne permet pas de bâtir des inférences très robustes.

Enfin, les analyses en elles même visaient principalement à bâtir des diagnostics nutritifs des arbres pour le partenaire industriel. Dans ce sens, il n'y a pas eu de suivi dans le but de statuer sur les bilans environnementaux de l'opération. Ainsi, en ce qui concerne les flux de gaz à effet de serre ou la possible perte de nutriments par lixiviation (jusqu'à la nappe phréatique et/ou les eaux de surface), bien que quelques travaux de recherche aient été menés dans ce sens, le dispositif prévu pour ce mémoire de maîtrise n'a pas permis d'établir un diagnostic semblable.

Conclusion

L'étude a démontré le potentiel des biosolides papetiers combinés à la boue de chaux pour l'amélioration des rendements de plantations de PEH en Estrie. Cependant, le peu de différences observées pour la nutrition foliaire et la croissance entre les doses d'amendement suggèrent que d'autres facteurs puissent limiter ce potentiel. Une étude plus approfondie des sols et des conditions micro-environnementales au pourtour des arbres permettrait de cerner les facteurs limitants le prélèvement des nutriments et/ou la croissance des PEH soumis à des doses élevées de biosolides. De plus, la plantation étant relativement jeune, un suivi additionnel sur 5 ans sera vraisemblablement nécessaire pour qu'un traitement se démarque des autres. Il serait aussi nécessaire de multiplier les sites et les conditions de cultures ainsi que le temps et la fréquence des analyses.

Les diagnostics foliaires sont certainement utiles pour faire le suivi de la plantation et apporter des correctifs, le cas échéant. L'avènement d'outils comme le CND-ilr permet d'avoir un statut nutritionnel intégré qui devrait permettre d'ajuster certains nutriments déficients avec une plus grande précision. C'est également par ce type d'approche que le partenaire industriel pourra déterminer de façon plus avisée quel sera le volume de matière à attendre et récolter en fin de révolution.

La populiculture industrielle pratiquée en Estrie pourrait causer l'appauvrissement des sols à long terme et nuire à la productivité des prochaines révolutions de PEH. Les effets des MRF peuvent masquer l'appauvrissement des sols par le PEH. Seul un suivi des sols sur une période plus longue nous renseignera quant à la capacité des MRF à limiter cet appauvrissement.

En conclusion, même si la fertilisation des cultures de PEH n'est qu'en début d'étude et n'est pas encore maîtrisée, on peut considérer que le dispositif mis en place est un pari gagnant. En effet, les premiers résultats sont très prometteurs et mettent en avant des succès sur de nombreux tableaux. En premier, l'expérience menée est en partie un succès d'un point de vue environnemental, puisque les MRF utilisées ici sont revalorisées et non plus enfouies et qu'aucune contamination du site n'a pu être constatée à ce jour. En second, il s'agit aussi d'un succès économique car le partenaire industriel, par l'utilisation de ces MRF qu'il devait enfouir ou incinérer via un processus onéreux, augmente la productivité de ses parcelles et profite de ce gain pour devenir plus compétitif vis-à-vis la concurrence. Il est donc fortement probable que cette thématique soit très porteuse à l'avenir et que, conjointement avec l'amélioration des connaissances, puisse être la clé qui arrivera à concilier l'industrie et l'environnement dans le secteur forestier.

Bibliographie

- Adegbidi, H. G., R. D. Briggs, T. A. Volk, E. H. White et L. P. Abrahamson (2003). Effect of organic amendments and slow-release nitrogen fertilizer on willow biomass production and soil chemical characteristics. *Biomass and Bioenergy* **25**(4): 389-398.
- Aggelides, S. et P. Londra (2000). Effects of compost produced from town wastes and sewage sludge on the physical properties of a loamy and a clay soil. *Bioresource Technology* **71**(3): 253-259.
- Aitchison, J. (1986). The statistical analysis of compositional data. London ; New York : Chapman and Hall, The Blackburn Press.
- Arduini, I., D. L. Godbold et A. Onnis (1994). Cadmium and copper change root growth and morphology of *Pinus pinea* and *Pinus pinaster* seedlings. *Physiologia Plantarum* **92**(4): 675-680.
- Arellano, E. C. et T. R. Fox (2010). Effect of biosolids on a loblolly pine plantation forest in the Virginia piedmont. Proceedings of the fourteenth biennial southern silvicultural research conference. Gen. Tech. Rep. SRS-121. Asheville, NC: US Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station. Stanturf, John A., ed.
- Arienzo, M., E. Christen, W. Quayle et A. Kumar (2009). A review of the fate of potassium in the soil–plant system after land application of wastewaters. *Journal of Hazardous Materials* **164**(2): 415-422.
- Arnold, G. et A. V. Diest (1993a). Response of a scots pine (*Pinus Sylvestris*) stand to application of phosphorus, potassium, magnesium and lime. 1. Soil data. *Netherlands Journal of Agricultural Science* **41**(4): 247-265.
- Arnold, G. et A. V. Diest (1993c). Response of a Scots pine (*Pinus sylvestris*) stand to application of phosphorus, potassium, magnesium and lime. 3. Foliar nutrient concentrations and stand development. *Netherlands Journal of Agricultural Science* **41**(4): 291-307.
- Arnold, G., I. Sweers et A. V. Diest (1993b). Response of a Scots pine (*Pinus sylvestris*) stand to application of phosphorus, potassium, magnesium and lime. 2. Soil solution composition. *Netherlands Journal of Agricultural Science* **41**(4): 267-289.
- Arvidsson, H. et H. Lundkvist (2002). Needle chemistry in young Norway spruce stands after application of crushed wood ash. *Plant and Soil* **238**(1): 159-174.
- Augusto, L., M. Bakker et C. Meredieu (2008). Wood ash applications to temperate forest ecosystems—potential benefits and drawbacks. *Plant and Soil* **306**(1-2): 181-198.
- Barceló, J. et C. Poschenrieder (1990). Plant water relations as affected by heavy metal stress: a review. *Journal of Plant Nutrition* **13**(1): 1-37.
- Beauchemin, S., R. Simard, M. Bolinder, M. Nolin et D. Cluis (2003). Prediction of phosphorus concentration in tile-drainage water from the Montreal Lowlands soils. *Canadian Journal of Soil Science* **83**(1): 73-87.
- Bendfeldt, E. S., J. A. Burger et W. L. Daniels (2001). Quality of amended mine soils after sixteen years. *Soil Science Society of America Journal* **65**(6): 1736-1744.

- Berry, C. R. (1987). Use of municipal sewage sludge for improvement of forest sites in the southeast, United States Department of Agriculture, Southeastern Forest Experiment Station, Savannah River Site (US).
- Bilodeau-Gauthier, S., D. Paré, C. Messier et N. Bélanger (2013). Root production of hybrid poplars and nitrogen mineralization improve following mounding of boreal Podzols. *Canadian Journal of Forest Research* **43**(12): 1092-1103.
- Bolland, M., D. Allen et K. Walton (2003). Soil testing for phosphorus: comparing the Mehlich 3 and Colwell procedures for soils of south-western Australia. *Soil Research* **41**(6): 1185-1200.
- Bona, K. A., M. S. Burgess, J. W. Fyles, C. Camiré et P. Dutilleul (2008). Weed cover in hybrid poplar (*Populus*) plantations on Quebec forest soils under different lime treatments. *Forest ecology and management* **255**(7): 2761-2770.
- Bozkurt, M. A., T. Yarılgac et A. Yazıcı (2010). The use of sewage sludge as an organic matter source in apple trees. *Polish Journal of Environmental Studies* **19**(2): 267-274.
- Brallier, S., R. B. Harrison, C. L. Henry et X. Dongsen (1996). Liming effects on availability of Cd, Cu, Ni and Zn in a soil amended with sewage sludge 16 years previously. *Water, Air, and Soil Pollution* **86**(1-4): 195-206.
- Brown, K. et R. v. d. Driessche (2002). Growth and nutrition of hybrid poplars over 3 years after fertilization at planting. *Canadian Journal of Forest Research* **32**(2): 226-232.
- Bulmer, C., K. Venner et C. Prescott (2007). Forest soil rehabilitation with tillage and wood waste enhances seedling establishment but not height after 8 years. *Canadian Journal of Forest Research* **37**(10): 1894-1906.
- Burken, J. G. et J. L. Schnoor (1998). Predictive relationships for uptake of organic contaminants by hybrid poplar trees. *Environmental Science & Technology* **32**(21): 3379-3385.
- Burns, R. M. et B. Honkala (1990). Silvics of North America. Washington DC, U.S. Department of Agriculture, Forest Service.
- Burton, A. J., J. B. Hart et D. H. Urie (1990). Nitrification in sludge-amended Michigan forest soils. *Journal of Environmental Quality* **19**(3): 609-616.
- Cakmak, I. (2000). Tansley Review No. 111. Possible roles of zinc in protecting plant cells from damage by reactive oxygen species. *New Phytologist* **146**(2): 185-205.
- Camiré, C. et M. Brazeau (1998). Culture des genres *Populus* et *Larix* au Québec: sols, exigences nutritionnelles et productivité. Québec, QC, Ministère des Ressources naturelles (C-122), Direction de l'environnement forestier.
- Cancela, R. C., C. A. de Abreu et A. Paz-González (2002). DTPA and Mehlich-3 micronutrient extractability in natural soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* **33**(15-18): 2879-2893.
- Cavaleri, M. A., D. W. Gilmore, M. Mozaffari, C. J. Rosen, T. R. Halbach, R. D. Mathison et T. C. O'Brien (2002). Aspen response to forest soils amended with municipal and industrial by-products on two Northern Minnesota sites: experimental design and preliminary results. *Department of Forest Resources Staff Paper Series* **162**.

Chambers, J. L., T. M. Hinckley, G. S. Cox, C. Metcalf et R. Aslin (1985). Boundary-line analysis and models of leaf conductance for four oak-hickory forest species. *Forest Science* **31**(2): 437-450.

Charbonneau, H., M. Hébert et A. Jaouich (2001). Contenu en éléments fertilisants et qualité environnementale. *Vecteur Environnement*. **34**: 56-60.

Clapp, C., R. Dowdy, D. Linden, W. Larson, C. Hormann, K. Smith, T. Halbach, H. Cheng et R. Polta (1994). Chapter 20: Crop yields, nutrient uptake, soil and water quality during 20 years. *Sewage Sludge: Land Utilization and the Environment*. Clapp, CE, WE Larson, and RH Dowdy, editors. SSSA Miscellaneous Publication. American Society of Agronomy, Inc., Crop Science Society of America, Inc., Soil Science Society of America, Inc.

Cline, E. T., Q. T. Nguyen, L. Rollins et J. E. Gawel (2012). Metal stress and decreased tree growth in response to biosolids application in greenhouse seedlings and in situ Douglas-fir stands. *Environment Pollution* **160**(1): 139-144.

Cole, D. (2000). Critical Issues in Residuals Use in Forest Ecosystems. *Critical Issues in Residuals Use*. **Book**: 11-17.

Collin, A., C. Messier, B. Côté, M. Fontana et N. Bélanger (2016). Contrasting Nutritional Acclimation of Sugar Maple (*Acer saccharum* Marsh.) and Red Maple (*Acer rubrum* L.) to Increasing Conifers and Soil Acidity as Demonstrated by Foliar Nutrient Balances. *Frontiers in Ecology and Evolution* **4**: 85.

Comité chimie et fertilité des sols, Ed. (2010). Guide de référence de fertilisation, 2^{ième} édition actualisée. Québec, Canada, Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ).

Cox, D., D. Bezdicsek et M. Fauci (2001). Effects of compost, coal ash, and straw amendments on restoring the quality of eroded Palouse soil. *Biology and Fertility of Soils* **33**(5): 365-372.

Cox, M. S. (2001b). The Lancaster soil test method as an alternative to the Mehlich 3 soil test method¹. *Soil Science* **166**(7): 484-489.

Cronan, C. S. et D. F. Grigal (1995). Use of calcium/aluminum ratios as indicators of stress in forest ecosystems. *Journal of Environmental Quality* **24**(2): 209-226.

De Barmon, V. et O. Banton (2005). Évaluation des pertes de phosphore agricole par ruissellement, drainage et lessivage dans un contexte du Québec: application de l'outil LoPhos. *Ingénieries - E A T, IRSTEA édition 2005*. I. é. Ingénieries - E A T, IRSTEA. **43**: 43-54.

Demeyer, A., J. V. Nkana et M. Verloo (2001). Characteristics of wood ash and influence on soil properties and nutrient uptake: an overview. *Bioresource Technology* **77**(3): 287-295.

Derome, J., M. Kukkola et E. Mälkönen (1986). Forest liming on mineral soils. Results of Finnish experiments, Naturvårdsverket.

Doussan, I. (2014). Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduelles sur les sols à usage agricole ou forestier. *Expertise Scientifique Collective INRA CNRS IRSTEA*. 2014, INRA CNRS IRSTEA.

Egozcue, J. J. et V. Pawlowsky-Glahn (2005). Groups of parts and their balances in compositional data analysis. *Mathematical Geology* **37**(7): 795-828.

Egozcue, J. J. et V. Pawlowsky-Glahn (2006). Simplicial geometry for compositional data. *Geological Society, London, Special Publications* **264**(1): 145-159.

Elvir, J. A., G. B. Wiersma, A. S. White et I. J. Fernandez (2003). Effects of chronic ammonium sulfate treatment on basal area increment in red spruce and sugar maple at the Bear Brook Watershed in Maine. *Canadian Journal of Forest Research* **33**(5): 862-869.

Environnement Canada; données en ligne. http://climat.meteo.gc.ca/climate_normals/results_f.html?searchType=stnProx&txtRadius=50&selCity=&selPark=&optProxType=custom&txtCentralLatDeg=45&txtCentralLatMin=43&txtCentralLatSec=36&txtCentralLongDeg=71&txtCentralLongMin=23&txtCentralLongSec=24&stnID=5300&dispBack=0&month1=0&month2=12).

Fang, M. et J. Wong (1999). Effects of lime amendment on availability of heavy metals and maturation in sewage sludge composting. *Environmental Pollution* **106**(1): 83-89.

Felton, G. K., J. S. Kays, C. Buswell, E. Flaminio et S. Gerwin (2005). Determination of Optimum Tree Density, Biosolid Application Rate, Water Quality Impacts, and Tree Growth Effects Using the Deep Row Biosolids Incorporation Method. *Washington Suburban Sanitary Commission, Laurel, MD*.

Fernandes, S. A. P., W. Bettiol et C. C. Cerri (2005). Effect of sewage sludge on microbial biomass, basal respiration, metabolic quotient and soil enzymatic activity. *Applied Soil Ecology* **30**(1): 65-77.

Ferro, A., J. Chard, R. Kjelgren, B. Chard, D. Turner et T. Montague (2001). Groundwater Capture Using Hybrid Poplar Trees: Evaluation of a System in Ogden, Utah. *International Journal of Phytoremediation* **3**(1): 87-104.

Fiorentino, I., T. J. Fahey, P. M. Groffman, C. T. Driscoll, C. Eagar et T. G. Siccama (2003). Initial responses of phosphorus biogeochemistry to calcium addition in a northern hardwood forest ecosystem. *Canadian Journal of Forest Research* **33**(10): 1864-1873.

Fortier, J., D. Gagnon, B. Truax et F. Lambert (2010). Biomass and volume yield after 6 years in multiclinal hybrid poplar riparian buffer strips. *Biomass and Bioenergy* **34**(7): 1028-1040.

Fuentes, D., K. B. Disante, A. Valdecantos, J. Cortina et V. R. Vallejo (2007a). Response of *Pinus halepensis* Mill. seedlings to biosolids enriched with Cu, Ni and Zn in three Mediterranean forest soils. *Environmental Pollution* **145**(1): 316-323.

Fuller, W. et T. Tucker (1977). Land utilization and disposal of organic wastes in arid regions. *Soils for Management of Organic Wastes and Waste Waters*. T. University of Arizona, Arizona: 471-489.

Gagnon, B. et N. Ziadi (2012). Impact agroenvironnemental de l'utilisation de différents résidus forestiers en grandes cultures. *CRAAQ Journée d'Information Scientifique Grandes Cultures*: 16-17.

García, A. L., J. Gallego, V. Fuentes, N. Nicolás et R. Madrid (2005). Mineral nutrition of *Prunus* rootstocks: Leaf concentrations and diagnosis by vector analysis. *HortScience* **40**(6): 1670-1674.

García-Hernández, J. L., R. D. Valdez-Cepeda, N. Y. Avila-Serrano, B. Murillo-Amador, A. Nieto-Garibay, R. Magallanes-Quintanar, J. Larrinaga-Mayoral et E. Troyo-Diéguez (2005). Preliminary compositional nutrient

diagnosis norms for cowpea (*Vigna unguiculata* (L.) Walp.) grown on desert calcareous soil. *Plant and Soil* **271**(1-2): 297-307.

García-Orenes, F., C. Guerrero, J. Mataix-Solera, J. Navarro-Pedreño, I. Gómez et J. Mataix-Beneyto (2005). Factors controlling the aggregate stability and bulk density in two different degraded soils amended with biosolids. *Soil and Tillage Research* **82**(1): 65-76.

Gaulke, L. S., C. L. Henry et S. L. Brown (2006). Nitrogen fixation and growth response of *Alnus Rubra* following fertilization with urea or biosolids. *Scientia Agricola* **63**(4): 361-369.

Haase, D. et R. Rose (1995). Vector analysis and its use for interpreting plant nutrient shifts in response to silvicultural treatments. *Forest Science* **41**(1): 54-66.

Hamburg, S. P., R. D. Yanai, M. A. Arthur, J. D. Blum et T. G. Siccama (2003). Biotic control of calcium cycling in northern hardwood forests: acid rain and aging forests. *Ecosystems* **6**(4): 399-406.

Harrison, R. B., E. C. Turnblom, C. L. Henry, P. Leonard, R. King et R. Gonyea (2001). Response of Three Young Douglas-Fir Plantations to Forest Fertilization with Low Rates of Municipal Biosolids. *Journal of Sustainable Forestry* **14**(2-3): 21-30.

Hartley, J., J. Cairney, P. Freestone, C. Woods et A. Meharg (1999). The effects of multiple metal contamination on ectomycorrhizal Scots pine (*Pinus sylvestris*) seedlings. *Environmental Pollution* **106**(3): 413-424.

Havlin, J. L., J. D. Beaton, S. L. Tisdale et W. L. Nelson (2005). Soil fertility and fertilizers: An introduction to nutrient management, Pearson Prentice Hall Upper Saddle River, NJ.

Hecky, R. et P. Kilham (1988). Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: a review of recent evidence on the effects of enrichment. *Limnology and Oceanography* **33**(4): 796-822.

Hemmat, A., N. Aghilinategh, Y. Rezainejad et M. Sadeghi (2010). Long-term impacts of municipal solid waste compost, sewage sludge and farmyard manure application on organic carbon, bulk density and consistency limits of a calcareous soil in central Iran. *Soil and Tillage Research* **108**(1): 43-50.

Holm, B. et K. Heinsoo (2013). Influence of composted sewage sludge on the wood yield of willow short rotation coppice. An Estonian case study. *Environment Protection Engineering* **39**(1): 17-32.

Huettl, R. F. et H. Zoetl (1993). Liming as a mitigation tool in Germany's declining forests—reviewing results from former and recent trials. *Forest Ecology and Management* **61**(3-4): 325-338.

Illera, V., I. Walter, P. Souza et V. Cala (2000). Short-term effects of biosolid and municipal solid waste applications on heavy metals distribution in a degraded soil under a semi-arid environment. *Science of the Total Environment* **255**(1): 29-44.

Kabata-Pendias, A. (2010). Trace elements in soils and plants. Boca Raton (Florida), CRC press.

Kelty, M. J., F. D. Menalled et M. M. Carlton (2004). Nitrogen dynamics and red pine growth following application of pelletized biosolids in Massachusetts, USA. *Canadian Journal of Forest Research* **34**(7): 1477-1487.

- Khiari, L., L.-E. Parent et N. Tremblay (2001a). Selecting the high-yield subpopulation for diagnosing nutrient imbalance in crops. *Agronomy Journal* **93**(4): 802-808.
- Kimberley, M. O., H. Wang, P. J. Wilks, C. R. Fisher et G. N. Magesan (2004). Economic analysis of growth response from a pine plantation forest applied with biosolids. *Forest Ecology and Management* **189**(1-3): 345-351.
- Kreutzer, K. (1995). Effects of forest liming on soil processes. *Plant and Soil* **168**(1): 447-470.
- Kukkola, E., P. Rautio et S. Huttunen (2000). Stress indications in copper-and nickel-exposed Scots pine seedlings. *Environmental and Experimental Botany* **43**(3): 197-210.
- Larchêveque, M., C. Ballini, N. Korboulewsky et N. Montes (2006). The use of compost in afforestation of Mediterranean areas: Effects on soil properties and young tree seedlings. *Science of The Total Environment* **369**(1-3): 220-230.
- Larchevêque, M., N. Montès, V. Baldy et C. Ballini (2008). Can compost improve *Quercus pubescens* Willd establishment in a Mediterranean post-fire shrubland? *Bioresource Technology* **99**(9): 3754-3764.
- Lauer, D., D. Bouldin et S. Klausner (1976). Ammonia volatilization from dairy manure spread on the soil surface. *Journal of Environmental Quality* **5**(2): 134-141.
- Laurent, R. (1975). Occurrences and origin of the ophiolites of southern Quebec, northern Appalachians. *Canadian Journal of Earth Sciences* **12**(3): 443-455.
- Licht, L. A. (1990). Poplar tree buffer strips grown in riparian zones for biomass production and nonpoint source pollution control, Iowa Univ., Iowa City, IA (United States).
- Lipas, E. (1985). Assessment of site productivity and fertilizer requirement by means of soil properties. *Folia Forestalia* **618**: 16.
- Loide, V. (2004). About the effect of the contents and ratios of soil's available calcium, potassium and magnesium in liming of acid soils. *Agronomy Research* **2**(1): 71-82.
- Lteif, A., J. Whalen, R. Bradley et C. Camiré (2007). Mixtures of papermill biosolids and pig slurry improve soil quality and growth of hybrid poplar. *Soil use and management* **23**(4): 393-403.
- Lteif, A., J. K. Whalen, R. L. Bradley et C. Camire (2008). Diagnostic tools to evaluate the foliar nutrition and growth of hybrid poplars. *Canadian Journal of Forest Research* **38**(8): 2138-2147.
- Lteif, A., J. K. Whalen, R. L. Bradley et C. Camiré (2010). Nitrogen transformations revealed by isotope dilution in an organically fertilized hybrid poplar plantation. *Plant and soil* **333**(1-2): 105-116.
- Luo, Y. et P. Christie (2001). Short-term effects of alkaline biosolids on pH and trace metals in oligotrophic forest peat and on growth of *Picea sitchensis*. *Forestry* **74**(2): 145-160.
- Magallanes-Quintanar, R., R. D. Valdez-Cepeda, F. Blanco-Macías, M. Márquez-Madrid, R. R. Ruíz-Garduño, O. Pérez-Veyna, J. L. García-Hernández, B. Murillo-Amador, J. D. López-Martínez et E. Martínez-Rubín de Celis (2004). Compositional nutrient diagnosis in nopal (*Opuntia ficus-indica*). *Journal of the Professional Association for Cactus Development* **6**(1): 78-89.

- Magesan, G. N. et H. Wang (2003). Application of municipal and industrial residuals in New Zealand forests: an overview. *Soil Research* **41**(3): 557-569.
- Maksymiec, W. (1998). Effect of copper on cellular processes in higher plants. *Photosynthetica* **34**(3): 321-342.
- Marchand, S., S.-É. Parent, J.-P. Deland et L.-É. Parent (2013). Nutrient signature of Quebec (Canada) cranberry (*Vaccinium macrocarpon* Ait.). *Revista Brasileira de Fruticultura* **35**(1): 292-304.
- Marschner, B., K. Stahr et M. Renger (1989). Potential hazards of lime application in a damaged pine forest ecosystem in Berlin, Germany. *Water, Air, and Soil Pollution* **48**(1-2): 45-57.
- McLaren, R., L. Clucas, M. Taylor et T. Hendry (2003). Leaching of macronutrients and metals from undisturbed soils treated with metal-spiked sewage sludge. 1. Leaching of macronutrients. *Soil Research* **41**(3): 571-588.
- McLaren, R. G., L. M. Clucas, T. W. Speir et A. P. van Schaik (2007). Distribution and movement of nutrients and metals in a *Pinus radiata* forest soil following applications of biosolids. *Environmental Pollution* **147**(1): 32-40.
- Mdelcc (2015). Questions et réponses sur le recyclage agricole des boues d'épuration municipales. from <http://www.mdelcc.gouv.qc.ca/matieres/articles/boues-epuration/faq-recyclage-municipales.htm>.
- Merilo, E., K. Heinsoo, O. Kull, I. Söderbergh, T. Lundmark et A. Koppel (2006). Leaf photosynthetic properties in a willow (*Salix viminalis* and *Salix dasyclados*) plantation in response to fertilization. *European Journal of Forest Research* **125**(2): 93-100.
- Mitchell, D. S., A. C. Edwards et R. C. Ferrier (2000). Changes in fluxes of N and P in water draining a stand of Scots pine treated with sewage sludge. *Forest Ecology and Management* **139**(1): 203-213.
- Moffat, A., A. Armstrong et J. Ockleston (2001). The optimization of sewage sludge and effluent disposal on energy crops of short rotation hybrid poplar. *Biomass and Bioenergy* **20**(3): 161-169.
- Morera Luzán, M. T., J. Echeverría Morrás et J. J. Garrido Segovia (2002). Bioavailability of heavy metals in soils amended with sewage sludge. *Canadian Journal of Soil Science* **82**(4): 433-438.
- Mylavarapu, R., J. Sanchez, J. Nguyen et J. Bartos (2002). Evaluation of Mehlich-1 and Mehlich-3 extraction procedures for plant nutrients in acid mineral soils of Florida*. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* **33**(5-6): 807-820.
- Newman, L. A., X. Wang, I. A. Muiznieks, G. Ekuan, M. Ruszaj, R. Cortellucci, D. Domroes, G. Karscig, T. Newman et R. S. Crampton (1999). Remediation of trichloroethylene in an artificial aquifer with trees: A controlled field study. *Environmental Science & Technology* **33**(13): 2257-2265.
- Nieminen, J. K. et M. Raisanen (2013). Effects of sewage sludge addition to Norway spruce seedlings on nitrogen availability and soil fauna in clear-cut areas. *Environmental Pollution* **178**: 306-311.

- Nilsson, S. I., S. Andersson, I. Valeur, T. Persson, J. Bergholm et A. Wirén (2001). Influence of dolomite lime on leaching and storage of C, N and S in a Spodosol under Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). *Forest Ecology and Management* **146**(1): 55-73.
- Ouimet, R. et J.-M. Fortin (1992). Growth and foliar nutrient status of sugar maple: incidence of forest decline and reaction to fertilization. *Canadian Journal of Forest Research* **22**(5): 699-706.
- Parent, L. et M. Dafir (1992). A theoretical concept of compositional nutrient diagnosis. *Journal of the American Society for Horticultural Science* **117**(2): 239-242.
- Parent, L.-É. (2011). Diagnosis of the nutrient compositional space of fruit crops. *Revista Brasileira de Fruticultura* **33**(1): 321-334.
- Parent, S.-É., L. E. Parent, J. J. Egozcue, D. E. Rozane, A. Hernandez, L. Lapointe, V. H. Gentile, K. Naess, S. Marchand et J. Lafond (2013). The plant ionome revisited by the nutrient balance concept. *Frontiers in Plant Science* **4**: 39.
- Pascual, I., M. C. Antolín, C. García, A. Polo et M. Sánchez-Díaz (2004). Plant availability of heavy metals in a soil amended with a high dose of sewage sludge under drought conditions. *Biology and Fertility of Soils* **40**(5): 291-299.
- Pascual, J., C. García et T. Hernandez (1999). Lasting microbiological and biochemical effects of the addition of municipal solid waste to an arid soil. *Biology and Fertility of Soils* **30**(1-2): 1-6.
- Pepperman, R. (1995). Report on the ERCO, Inc. Tree Farm Biosolids Benifical Reuse System. Environmental Group Services. Inc., Baltimore, Md. pp74.
- Peterman, R. M. (1990). Statistical power analysis can improve fisheries research and management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **47**(1): 2-15.
- Pivet, B. E. (2001). Ground water issue: Phytoremediation of contaminated soil and ground water at hazardous waste sites, DTIC Document.
- Polglase, P. (2000). Chapter 10: other nutrients. *Issues of waste application in forests*. HENRY, CL, CRC Press: 57-61.
- Prescott, C. et S. Brown (1998). Five-year growth response of western red cedar, western hemlock, and amabilis fir to chemical and organic fertilizers. *Canadian Journal of Forest Research* **28**(9): 1328-1334.
- Quesnel, P.-O., B. Côté, J. W. Fyles et A. D. Munson (2006). Optimum nutrient concentrations and CND scores of mature white spruce determined using a boundary-line approach and spatial variation of tree growth and nutrition. *Journal of Plant Nutrition* **29**(11): 1999-2018.
- Quinn, J. J., M. C. Negri, R. R. Hinchman, L. P. Moos, J. B. Wozniak et E. G. Gatliff (2001). Predicting the Effect of Deep-Rooted Hybrid Poplars on the Groundwater Flow System at a Large-Scale Phytoremediation Site. *International Journal of Phytoremediation* **3**(1): 41-60.
- Reid, C. et S. A. Watmough (2014). Evaluating the effects of liming and wood-ash treatment on forest ecosystems through systematic meta-analysis. *Canadian Journal of Forest Research* **44**(8): 867-885.

- Ritter, W. F. et L. Bergstrom (2010). Chapter 3 Nitrogen and Water Quality. *Agricultural nonpoint source pollution: watershed management and hydrology*. . Boca Raton, London, New-York, Washington D.C., CRC Press: 59-90.
- Roberts, B. R. (2006). Compost-containing substrates and their effect on posttransplant growth of containerized tree seedlings. *Arboriculture and Urban Forestry* **32**(6): 289.
- Robichaud, A., N. Ziadi, B. Gagnon et A. Karam (2010). Effet des apports répétés de biosolides mixtes papetiers et de résidus alcalins sur la phyto-disponibilité d'éléments traces métalliques dans la couche arable du sol. *Colloque Eau, Déchets et Développement Durable, 28 - 31 mars 2010, Alexandrie, Egypte*.
- Roy, A. K., A. Sharma et G. Talukder (1988). Some aspects of aluminum toxicity in plants. *The Botanical Review* **54**(2): 145-178.
- Saarsalmi, A., J. Derome et T. Levula (2005). Effect of wood ash fertilization on stand growth, soil water and needle chemistry, and berry yields of lingonberry (*Vaccinium vitis-idaea* L.) in a Scots pine stand in Finland. *Metsanduslikud uurimused/Forestry Studies* **42**: 13-33.
- Saarsalmi, A., P. Tamminen, M. Kukkola et T. Levula (2011). Effects of liming on chemical properties of soil, needle nutrients and growth of Scots pine transplants. *Forest Ecology and Management* **262**(2): 278-285.
- Salazar, I., D. Millar, V. Lara, M. Nuñez, M. Parada, M. Alvear et J. Baraona (2012). Effects of the application of biosolids on some chemical, biological and physical properties in an Andisol from southern Chile. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* **12**(3): 441-450.
- Salifu, K. et V. Timmer (2001). Nutrient retranslocation response of seedlings to nitrogen supply. *Soil Science Society of America Journal* **65**(3): 905-913.
- Sauvé, S., W. Hendershot et H. E. Allen (2000). Solid-solution partitioning of metals in contaminated soils: dependence on pH, total metal burden, and organic matter. *Environmental Science & Technology* **34**(7): 1125-1131.
- Sawyer, J. E., A. P. Mallarino, R. Killorn et S. K. Barnhart (2002). General guide for crop nutrient and limestone recommendations in Iowa. *Pm-1688. Iowa State University Extension, Ames, IA*.
- Schmidt, U., H. Thöni et M. Kaupenjohann (2000). Using a boundary line approach to analyze N₂O flux data from agricultural soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **57**(2): 119-129.
- Sebastiani, L., F. Scebba et R. Tognetti (2004). Heavy metal accumulation and growth responses in poplar clones Eridano (*Populus deltoides* × *maximowiczii*) and I-214 (*P. × euramericana*) exposed to industrial waste. *Environmental and Experimental Botany* **52**(1): 79-88.
- Sen, T. T. et M. Giroux (1989). Evaluation de la methode Mehlich III pour determiner les element nutritifs (P, K, Ca, Mg, Na) des sols du Quebec. *Agrosol* **2**: 27-33.
- Sharpley, A., T. Daniel, J. Sims et D. Pote (1996). Determining environmentally sound soil phosphorus levels. *Journal of Soil and Water Conservation* **51**(2): 160-166.
- Shatar, T. et A. McBratney (2004). Boundary-line analysis of field-scale yield response to soil properties. *The Journal of Agricultural Science* **142**(05): 553-560.

- Shepherd, M. (1996). Factors affecting nitrate leaching from sewage sludges applied to a sandy soil in arable agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **58**(2): 171-185.
- Sims, J. (1989). Comparison of mehlich 1 and mehlich 3 extractants for P, K, Ca, Mg, Mn, Cu and Zn in atlantic coastal plain soils 1. *Communications in Soil Science & Plant Analysis* **20**(17-18): 1707-1726.
- Sims, J. (1993). Environmental soil testing for phosphorus. *Journal of Production Agriculture* **6**(4): 501-507.
- Singh, R. P. et M. Agrawal (2008). Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. *Waste Managment* **28**(2): 347-358.
- Smith, S. R. (2009). A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metals in municipal solid waste composts compared to sewage sludge. *Environment International* **35**(1): 142-156.
- Soil Classification Working Group (1998). The Canadian system of soil classification. *Publication 1646, Agriculture and Agri-Food Canada, NRC Research Press, Ottawa, Canada*.
- Sopper, W. E. (1993). Municipal sludge use in land reclamation. CRC Press, Boca Raton, Floride.
- Stuckey, H. T. et P. F. Hudak (2001). Effects of Compost on Loblolly Pine Tree Growth In Northeast Texas. *Compost Science & Utilization* **9**(1): 65-72.
- Tamm, C. (1974). Kalkproblemet för jord, skog och miljövård [Lime problem for soil, tree stand and environmental care]. Skogs-o. *Lantbr. Akad. Tidskr* **113**: 37-43.
- Tett, P., M. Droop et S. Heaney (1985). The Redfield ratio and phytoplankton growth rate. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* **65**(02): 487-504.
- Thangarajan, R., N. S. Bolan, G. Tian, R. Naidu et A. Kunhikrishnan (2013). Role of organic amendment application on greenhouse gas emission from soil. *Science of The Total Environment* **465**: 72-96.
- Thiffault, E., D. Paré, N. Bélanger, A. Munson et F. Marquis (2006). Harvesting intensity at clear-felling in the boreal forest. *Soil Science Society of America Journal* **70**(2): 691-701.
- Timmer, V. (1985). Response of a hybrid poplar clone to soil acidification and liming. *Canadian Journal of Soil Science* **65**(4): 727-735.
- Valdecantos, A., J. Cortina et V. R. Vallejo (2011). Differential field response of two Mediterranean tree species to inputs of sewage sludge at the seedling stage. *Ecological Engineering* **37**(9): 1350-1359.
- Van Ham, M., K. Lee et B. McLean (2000). Pit to park: Gravel mine reclamation using biosolids. *The Technical and Research Committee on Reclamation, Proceedings of the 24th Annual British Columbia Mine Reclamation Symposium in Williams Lake, Colombie-Britannique, Canada*.
- Villeneuve, C. et P.-L. Dessureault (2011). Biosolides municipaux: quelle est la meilleure option pour le climat? *Vecteur Environnement*. **44**: 8-12.
- Viro, P. (1951). Nutrient Status and Fertility of Forest Soil: Pine Stands. *PJ Estonie, Metsätieteellisen tutkimuslaitoksen julkaisu*, 39, 4. .

Vizcayno-Soto, G. et B. Côté (2004). Boundary-line approach to determine standards of nutrition for mature trees from spatial variation of growth and foliar nutrient concentrations in natural environments. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* **35**(19-20): 2965-2985.

Wang, H., M. O. Kimberley, G. N. Magesan, R. B. McKinley, J. R. Lee, J. M. Lavery, P. D. F. Hodgkiss, T. W. Payn, P. J. Wilks, C. R. Fisher et D. L. McConchie (2006). Midrotation effects of biosolids application on tree growth and wood properties in a *Pinus radiata* plantation. *Canadian Journal of Forest Research* **36**(8): 1921-1930.

Wang, H., M. O. Kimberley et P. J. Wilks (2010). Tree nutrition and chemical properties of a sandy soil in a pine plantation receiving repeated biosolids applications. *World Congress of Soil Science, Soil Solutions for a Changing World*. Brisbane, Australia. **Conference Paper Published on DVD**.

Wang, H., G. Magesan, P. Clinton et J. Lavery (2005). Using natural ^{15}N abundances to trace the fate of waste-derived nitrogen in forest ecosystems: New Zealand case studies. *Isotopes in Environ Health Studies* **41**(1): 31-38.

Wang, H., G. N. Magesan, M. O. Kimberley, T. W. Payn, P. J. Wilks et C. R. Fisher (2004). Environmental and nutritional responses of a *Pinus radiata* plantation to biosolids application. *Plant and Soil* **267**(1-2): 255-262.

Wilson, C. (2008). Biogeochemical Effects of Lime-Treated Biosolids Amendments on Soils in a Northeastern Forested Ecosystem. *Master Thesis, Plant, Soil, and Environmental Sciences*, The University of Maine.

Wong, J. et A. Selvam (2006). Speciation of heavy metals during co-composting of sewage sludge with lime. *Chemosphere* **63**(6): 980-986.

Zbiral, J. (2000). Determination of phosphorus in calcareous soils by Mehlich 3, Mehlich 2, CAL, and Egner extractants. *Communications in Soil Science & Plant Analysis* **31**(19-20): 3037-3048.

Zbiral, J. et P. Němec (2002). Comparison of Mehlich 2, Mehlich 3, CAL, Egner, Olsen, and 0.01 M CaCl_2 extractants for determination of phosphorus in soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* **33**(15-18): 3405-3417.

Ziadi, N. et T. S. Tran (2007). Mehlich 3-extractable elements. *Soil sampling and methods of analysis*. M. R. Carter et E. G. Gregorich. CRC Press, Boca Raton, FL: pages 81-88.

Annexes

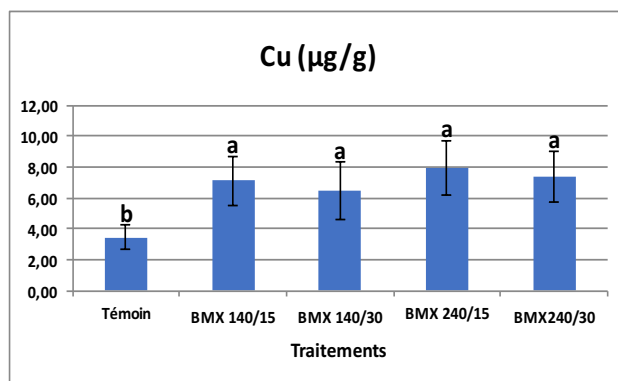
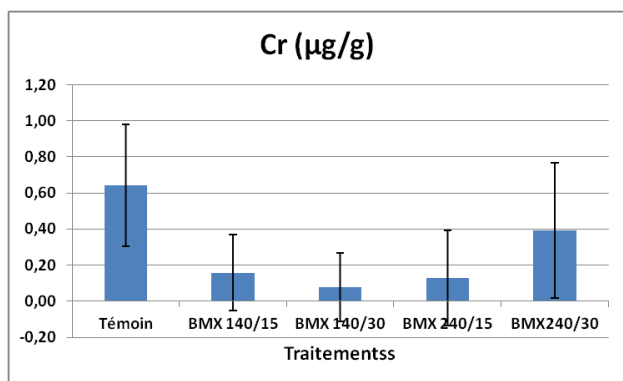
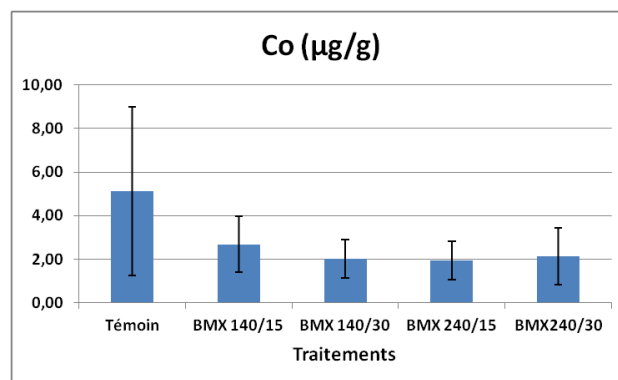
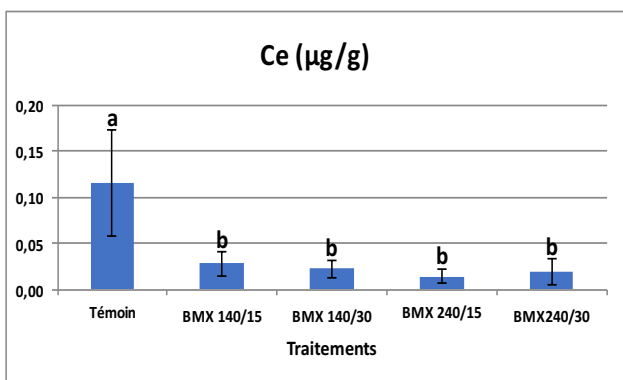
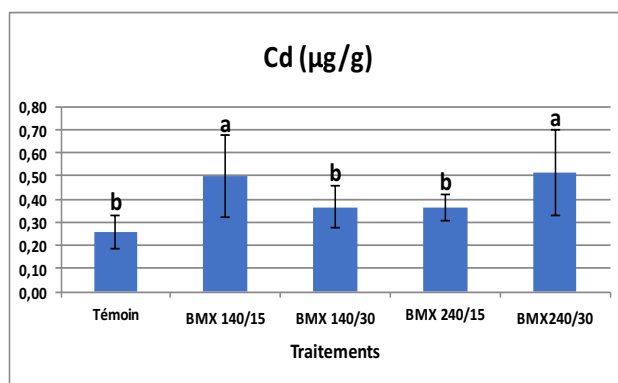
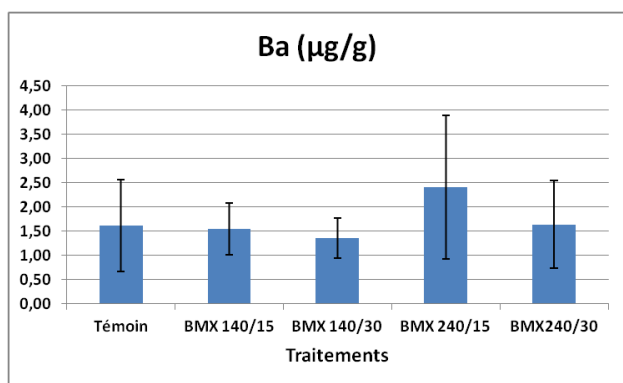
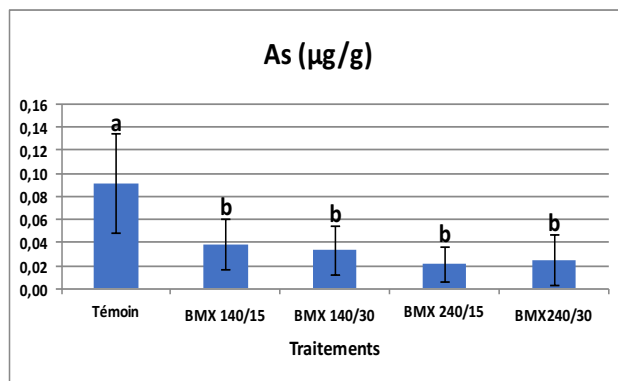
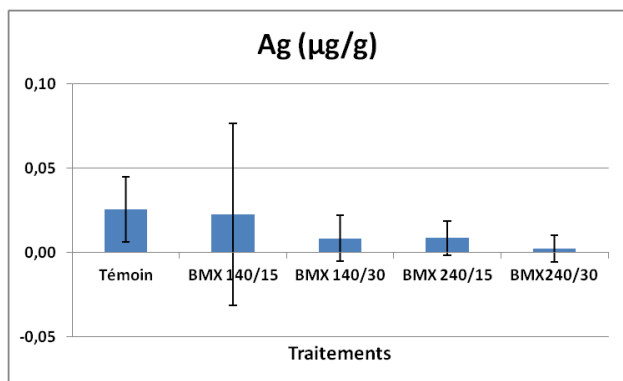
Annexe 1. Tableaux des résultats statistiques des analyses de sol dans les plantations de peuplier hybride en Estrie selon les différents amendements de matières résiduelles fertilisantes.

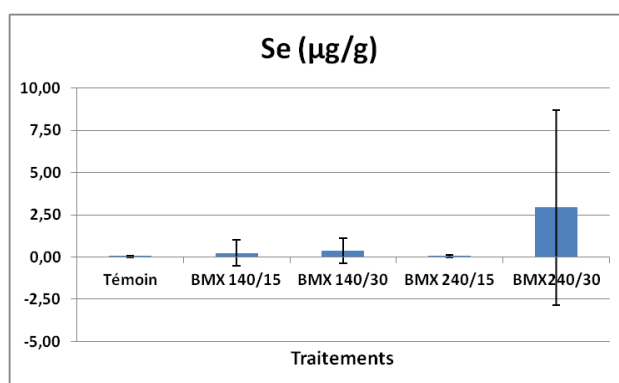
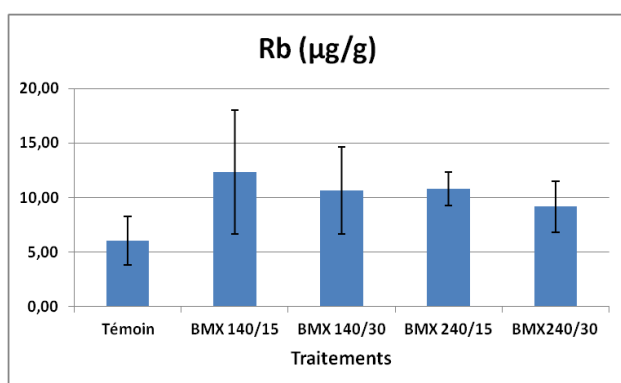
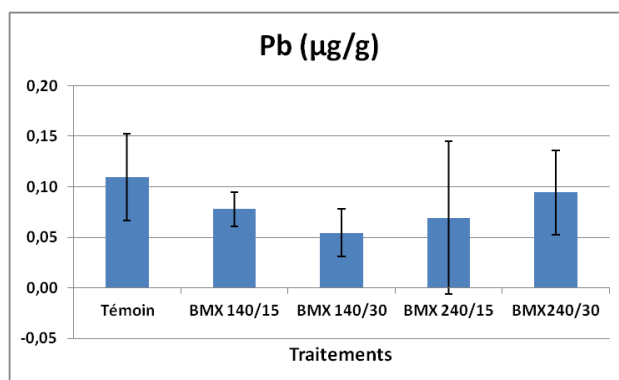
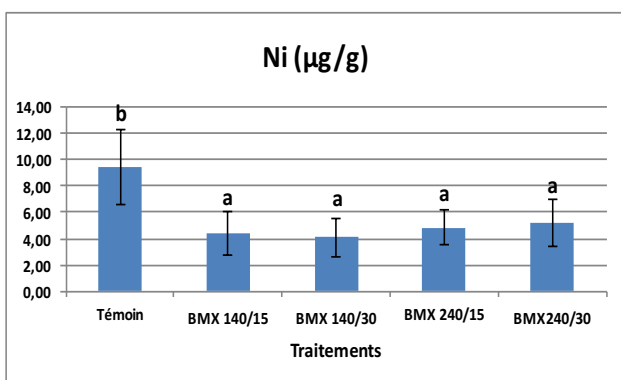
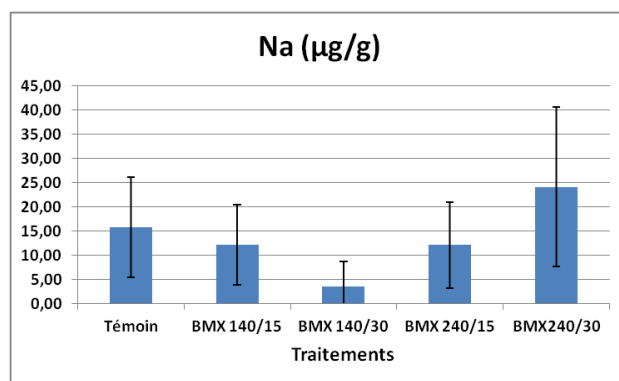
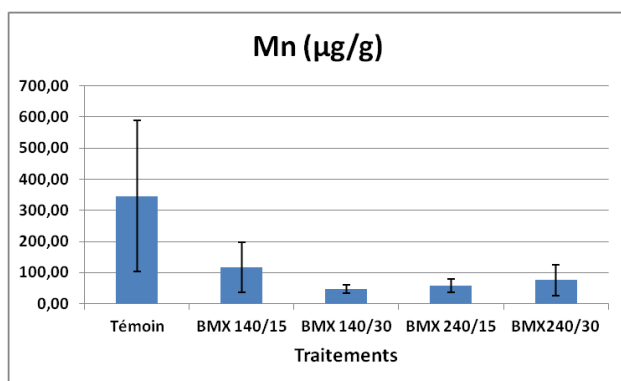
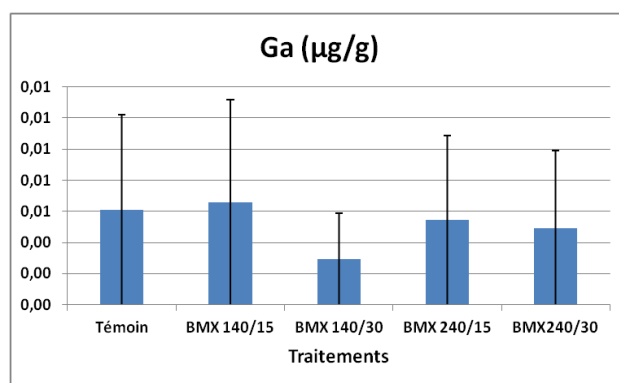
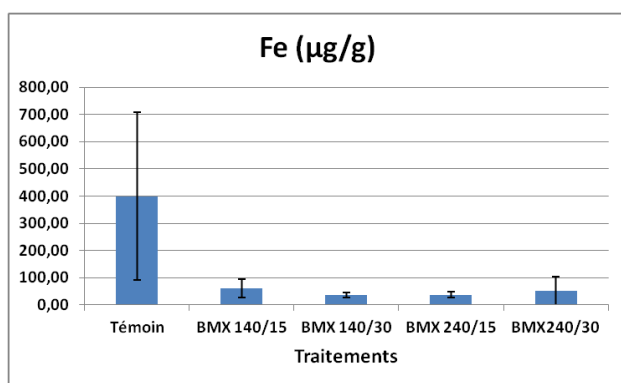
Fixed effect: pH-Parcelle					
	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	4.771000	0.3305665	20	14.432800	0.0000
ParcelleBMX140/15	1.052333	0.3093126	4	3.402168	0.0272
ParcelleBMX140/30	1.975667	0.3093126	4	6.387281	0.0031
ParcelleBMX240/15	1.555667	0.3093126	4	5.029432	0.0073
ParcelleBMX240/30	2.092333	0.3093126	4	6.764462	0.0025
Fixed effect: N-Parcelle					
	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	3.700000	0.6652634	20	5.561707	0.0000
ParcelleBMX140/15	-0.633333	0.9334471	4	-0.678489	0.5347
ParcelleBMX140/30	-1.050000	0.9334471	4	-1.124863	0.3236
ParcelleBMX240/15	2.233333	0.9334471	4	2.392565	0.0750
ParcelleBMX240/30	1.950000	0.9334471	4	2.089031	0.1049
Fixed effect: K-Parcelle					
	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	0.031177225	0.01553364	20	2.0070779	0.0584
ParcelleBMX140/15	0.017232019	0.02196788	4	0.7844187	0.4766
ParcelleBMX140/30	-0.018094277	0.02196788	4	-0.8236695	0.4564
ParcelleBMX240/15	0.002563904	0.02196788	4	0.1167115	0.9127
ParcelleBMX240/30	-0.006658787	0.02196788	4	-0.3031146	0.7769
Fixed effect: Mg-Parcelle					
	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	0.10589239	0.02820772	20	3.754021	0.0012
ParcelleBMX140/15	-0.00742923	0.03989174	4	-0.186235	0.8613
ParcelleBMX140/30	0.01557355	0.03989174	4	0.390395	0.7161
ParcelleBMX240/15	0.04776585	0.03989174	4	1.197387	0.2973
ParcelleBMX240/30	0.03930744	0.03989174	4	0.985353	0.3802
Fixed effect: Na-Parcelle					
	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	0.00545497	0.03025755	20	0.180285	0.8587
ParcelleBMX140/15	0.02480475	0.04279064	4	0.579677	0.5932
ParcelleBMX140/30	0.05844098	0.04279064	4	1.365742	0.2438
ParcelleBMX240/15	0.14664175	0.04279064	4	3.426959	0.0266
ParcelleBMX240/30	0.05610721	0.04279064	4	1.311203	0.2600
Fixed effect: Saturation en base Ca-Parcelle					
	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	11.40190	8.222984	20	1.386589	0.1808
ParcelleBMX140/15	38.82188	11.585357	4	3.350944	0.0285
ParcelleBMX140/30	40.26282	11.585357	4	3.475320	0.0255
ParcelleBMX240/15	60.48197	11.585357	4	5.220553	0.0064
ParcelleBMX240/30	59.59215	11.585357	4	5.143748	0.0068
Fixed effect: ISP-Parcelle					
	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	2.8470716	1.302461	20	2.1859174	0.0409
ParcelleBMX140/15	-0.5550034	1.700508	4	-0.3263750	0.7605
ParcelleBMX140/30	0.3333397	1.700508	4	0.1960236	0.8541
ParcelleBMX240/15	2.8706437	1.700508	4	1.6881094	0.1667
ParcelleBMX240/30	2.0224439	1.700508	4	1.1893174	0.3001
Fixed effect: C:N-Parcelle					
	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	13.414307	1.723903	20	7.781359	0.0000
ParcelleBMX140/15	-1.367679	2.437967	4	-0.560992	0.6047
ParcelleBMX140/30	-2.978865	2.437967	4	-1.221864	0.2888
ParcelleBMX240/15	2.014462	2.437967	4	0.826288	0.4551
ParcelleBMX240/30	4.459814	2.437967	4	1.829317	0.1413

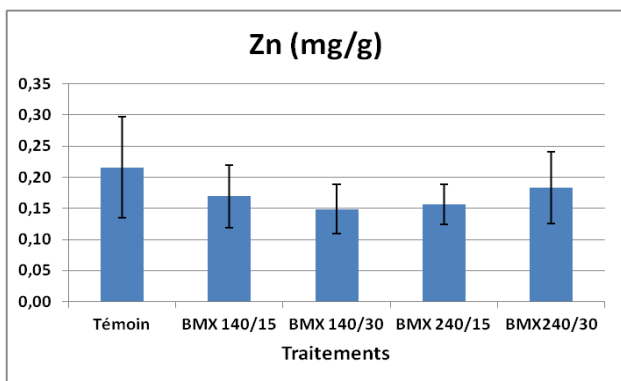
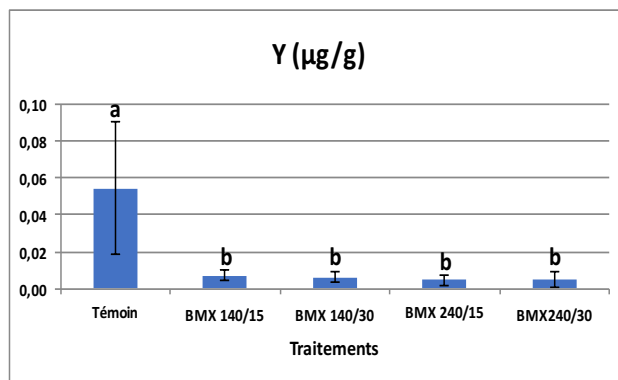
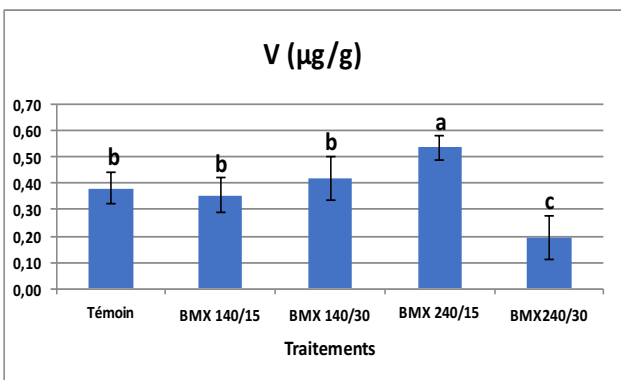
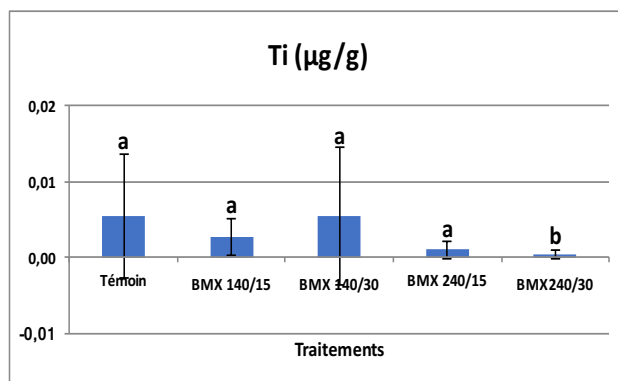
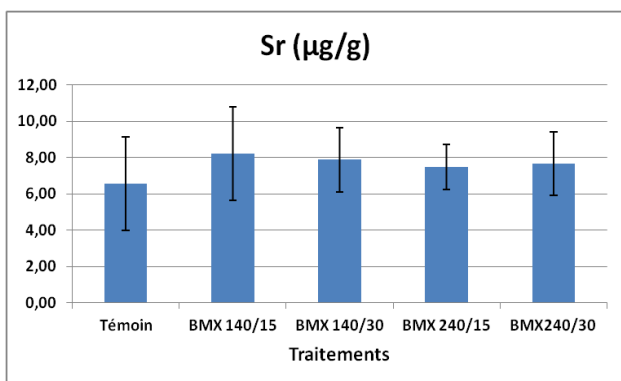
Fixed effect: C-Parcelle					
	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	55.58333	14.69100	20	3.783496	0.0012
ParcelleBMX140/15	-14.83333	20.77621	4	-0.713958	0.5147
ParcelleBMX140/30	-24.88333	20.77621	4	-1.197684	0.2972
ParcelleBMX240/15	37.73333	20.77621	4	1.816180	0.1435
ParcelleBMX240/30	48.30000	20.77621	4	2.324774	0.0807
Fixed effect: P-Parcelle					
	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	0.020510292	0.006519576	20	3.1459550	0.0051
ParcelleBMX140/15	-0.003061213	0.009220072	4	-0.3320161	0.7565
ParcelleBMX140/30	-0.004857950	0.009220072	4	-0.5268885	0.6261
ParcelleBMX240/15	0.011260495	0.009220072	4	1.2213023	0.2890
ParcelleBMX240/30	0.008071538	0.009220072	4	0.8754311	0.4308
Fixed effect: Ca-Parcelle					
	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	0.290459	1.358838	20	0.213755	0.8329
ParcelleBMX140/15	1.800413	1.921688	4	0.936892	0.4019
ParcelleBMX140/30	3.183969	1.921688	4	1.656861	0.1729
ParcelleBMX240/15	6.792468	1.921688	4	3.534637	0.0241
ParcelleBMX240/30	4.200741	1.921688	4	2.185965	0.0941
Fixed effect: Al-Parcelle					
	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	1.1244559	0.2392702	20	4.699522	0.0001
ParcelleBMX140/15	-0.2395246	0.2355595	4	-1.016833	0.3667
ParcelleBMX140/30	-0.4541802	0.2355595	4	-1.928091	0.1261
ParcelleBMX240/15	-0.2827286	0.2355595	4	-1.200243	0.2963
ParcelleBMX240/30	-0.4097012	0.2355595	4	-1.739269	0.1570
Fixed effect: ECEC-Parcelle					
	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	22.615532	11.364587	20	1.9900003	0.0604
ParcelleBMX140/15	6.740465	9.655646	4	0.6980854	0.5236
ParcelleBMX140/30	6.294618	9.655646	4	0.6519107	0.5500
ParcelleBMX240/15	4.320465	9.655646	4	0.4474548	0.6777
ParcelleBMX240/30	1.007538	9.655646	4	0.1043470	0.9219
Fixed effect: Saturation en base Na-Parcelle					
	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	39.32734	6.794381	20	5.788216	0.0000
ParcelleBMX140/15	-20.37300	8.675541	4	-2.348326	0.0787
ParcelleBMX140/30	-18.70100	8.675541	4	-2.155600	0.0974
ParcelleBMX240/15	-24.29232	8.675541	4	-2.800093	0.0488
ParcelleBMX240/30	-27.16514	8.675541	4	-3.131233	0.0351
Fixed effect: Saturation en bases totale-Parcelle					
	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	58.16638	4.025212	20	14.450515	0.0000
ParcelleBMX140/15	15.23328	5.692509	4	2.676023	0.0555
ParcelleBMX140/30	18.56471	5.692509	4	3.261252	0.0310
ParcelleBMX240/15	31.57580	5.692509	4	5.546904	0.0052
ParcelleBMX240/30	29.60574	5.692509	4	5.200824	0.0065

Note : 140 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 15 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 140/15), 240 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 15 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 240/15), 140 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 30 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 140/30) et 240 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 30 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 240/30).

Annexe 2. Éléments traces dans les feuilles du peuplier hybride en Estrie selon les différents amendements de matières résiduelles fertilisantes.







Note : 140 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 15 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 140/15), 240 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 15 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 240/15), 140 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 30 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 140/30) et 240 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 30 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 240/30).

Annexe 3. Tableaux des résultats statistiques des analyses foliaires du peuplier hybride en Estrie selon les différents amendements de matières résiduelles fertilisantes.

Fixed effect: C~Parcelle					
	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	456.925	8.352518	90	54.70506	0.0000
ParcelleBMX140/15	-0.630	11.812244	4	-0.05333	0.9600
ParcelleBMX140/30	5.155	11.812244	4	0.43641	0.6851
ParcelleBMX240/15	3.930	11.812244	4	0.33271	0.7561
ParcelleBMX240/30	-9.900	11.812244	4	-0.83811	0.4491
Fixed effect: P~Parcelle					
	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	0.8700706	0.2210143	90	3.936715	0.0002
ParcelleBMX140/15	1.6409318	0.3125615	4	5.249949	0.0063
ParcelleBMX140/30	1.6046282	0.3125615	4	5.133800	0.0068
ParcelleBMX240/15	1.7441922	0.3125615	4	5.580317	0.0051
ParcelleBMX240/30	1.6363436	0.3125615	4	5.235269	0.0064
Fixed effect: Ca~Parcelle					
	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	3.950900	0.5465960	90	7.228192	0.0000
ParcelleBMX140/15	7.094522	0.7730034	4	9.177867	0.0008
ParcelleBMX140/30	6.834561	0.7730034	4	8.841566	0.0009
ParcelleBMX240/15	6.395389	0.7730034	4	8.273429	0.0012
ParcelleBMX240/30	5.691840	0.7730034	4	7.363279	0.0018
Fixed effect: Al~Parcelle					
	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	56.23231	16.21628	90	3.467645	0.0008
ParcelleBMX140/15	-46.19692	21.94022	4	-2.105582	0.1030
ParcelleBMX140/30	-49.92687	21.94022	4	-2.275587	0.0852
ParcelleBMX240/15	-51.37734	21.94022	4	-2.341697	0.0792
ParcelleBMX240/30	-49.42962	21.94022	4	-2.252923	0.0874
Fixed effect: Mn~Parcelle					
	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	346.2273	104.1289	90	3.324987	0.0013
ParcelleBMX140/15	-229.6237	124.5216	4	-1.844047	0.1389
ParcelleBMX140/30	-298.6030	124.5216	4	-2.398001	0.0745
ParcelleBMX240/15	-288.4197	124.5216	4	-2.316221	0.0815
ParcelleBMX240/30	-270.5656	124.5216	4	-2.172841	0.0955
Fixed effect: V~Parcelle					
	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	0.3802854	0.01961704	90	19.385467	0.0000
ParcelleBMX140/15	-0.0262875	0.02774268	4	-0.947547	0.3970
ParcelleBMX140/30	0.0382219	0.02774268	4	1.377728	0.2403
ParcelleBMX240/15	0.1552656	0.02774268	4	5.596634	0.0050
ParcelleBMX240/30	-0.1858844	0.02774268	4	-6.700304	0.0026
Fixed effect: Y~Parcelle					
	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	0.05451667	0.008940329	90	6.097837	0.0000
ParcelleBMX140/15	-0.04719688	0.011831414	4	-3.989115	0.0163
ParcelleBMX140/30	-0.04837500	0.011831414	4	-4.088691	0.0150
ParcelleBMX240/15	-0.04959063	0.011831414	4	-4.191437	0.0138
ParcelleBMX240/30	-0.04923750	0.011831414	4	-4.161591	0.0141
Fixed effect: Cd~Parcelle					
	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	0.2602198	0.06910044	90	3.765819	0.0003
ParcelleBMX140/15	0.2377281	0.07997690	4	2.972460	0.0410
ParcelleBMX140/30	0.1069219	0.07997690	4	1.336910	0.2522
ParcelleBMX240/15	0.1034844	0.07997690	4	1.293928	0.2653
ParcelleBMX240/30	0.2540781	0.07997690	4	3.176894	0.0336
Fixed effect: Ti~Parcelle					
	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	0.005461458	0.001415754	90	3.857632	0.0002
ParcelleBMX140/15	-0.002675000	0.001741675	4	-1.535878	0.1994
ParcelleBMX140/30	-0.000094792	0.001741675	4	-0.054426	0.9592
ParcelleBMX240/15	-0.004435417	0.001741675	4	-2.546639	0.0635
ParcelleBMX240/30	-0.005026042	0.001741675	4	-2.885753	0.0448
Fixed effect: Fe~Parcelle					
	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	399.0258	108.1902	90	3.688188	0.0004
ParcelleBMX140/15	-338.1884	143.1811	4	-2.361963	0.0775
ParcelleBMX140/30	-362.2444	143.1811	4	-2.529974	0.0647
ParcelleBMX240/15	-361.0051	143.1811	4	-2.521318	0.0653
ParcelleBMX240/30	-346.5717	143.1811	4	-2.420513	0.0727

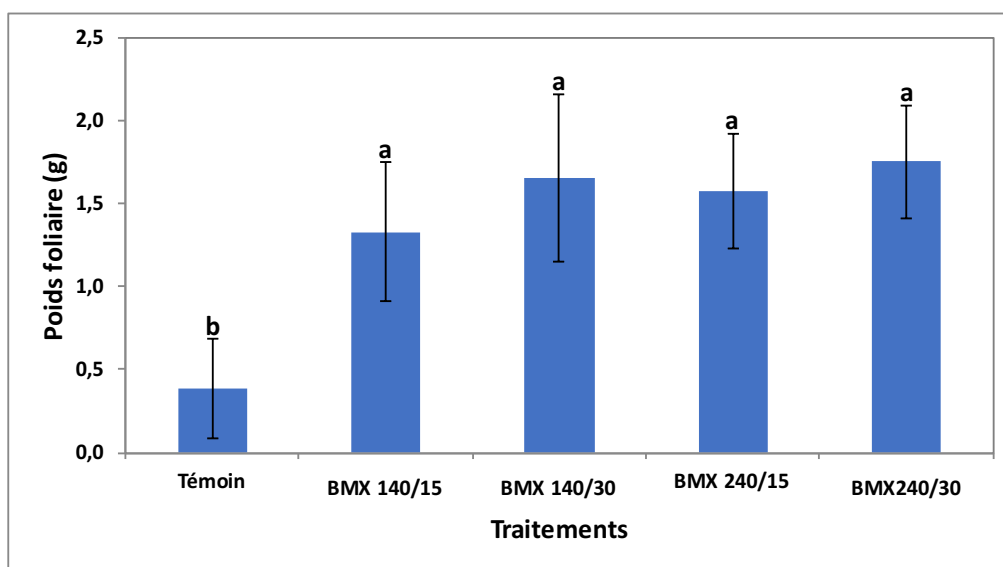
Fixed effect: N~Parcelle					
	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	13.165	2.534781	90	5.193743	0.0000
ParcelleBMX140/15	9.990	1.811763	4	5.513967	0.0053
ParcelleBMX140/30	14.295	1.811763	4	7.890106	0.0014
ParcelleBMX240/15	17.220	1.811763	4	9.504556	0.0007
ParcelleBMX240/30	15.465	1.811763	4	8.535886	0.0010
Fixed effect: K~Parcelle					
	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	6.642952	1.452904	90	4.572188	0.0000
ParcelleBMX140/15	2.672151	1.642367	4	1.627011	0.1791
ParcelleBMX140/30	2.628876	1.642367	4	1.600662	0.1847
ParcelleBMX240/15	3.110562	1.642367	4	1.893950	0.1312
ParcelleBMX240/30	2.507260	1.642367	4	1.526613	0.2016
Fixed effect: Mg~Parcelle					
	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	3.745555	0.3716164	90	10.079088	0.0000
ParcelleBMX140/15	-0.250311	0.1460952	4	-1.713342	0.1618
ParcelleBMX140/30	-0.308817	0.1460952	4	-2.113807	0.1021
ParcelleBMX240/15	-0.355587	0.1460952	4	-2.433940	0.0717
ParcelleBMX240/30	-0.655617	0.1460952	4	-4.487601	0.0109
Fixed effect: Zn~Parcelle					
	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	0.21557180	0.03205794	90	6.724443	0.0000
ParcelleBMX140/15	-0.04610284	0.02266922	4	-2.033720	0.1117
ParcelleBMX140/30	-0.06677059	0.02266922	4	-2.945429	0.0422
ParcelleBMX240/15	-0.05948119	0.02266922	4	-2.623874	0.0586
ParcelleBMX240/30	-0.03248481	0.02266922	4	-1.432992	0.2251
Fixed effect: Cu~Parcelle					
	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	3.459704	1.003972	90	3.446016	0.0009
ParcelleBMX140/15	3.663644	1.257105	4	2.914349	0.0435
ParcelleBMX140/30	3.019097	1.257105	4	2.401626	0.0742
ParcelleBMX240/15	4.489666	1.257105	4	3.571432	0.0233
ParcelleBMX240/30	3.919787	1.257105	4	3.118106	0.0356
Fixed effect: Ni~Parcelle					
	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	9.458168	1.111395	90	8.510173	0.0000
ParcelleBMX140/15	-5.098587	1.384172	4	-3.683493	0.0211
ParcelleBMX140/30	-5.342009	1.384172	4	-3.859354	0.0182
ParcelleBMX240/15	-4.633681	1.384172	4	-3.347620	0.0286
ParcelleBMX240/30	-4.269128	1.384172	4	-3.084247	0.0368
Fixed effect: Ag~Parcelle					
	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	0.02539167	0.007217071	90	3.518279	0.0007
ParcelleBMX140/15	-0.00301250	0.008467982	4	-0.355752	0.7400
ParcelleBMX140/30	-0.01708542	0.008467982	4	-2.017649	0.1138
ParcelleBMX240/15	-0.01695833	0.008467982	4	-2.002642	0.1158
ParcelleBMX240/30	-0.02313646	0.008467982	4	-2.732228	0.0523
Fixed effect: Ce~Parcelle					
	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	0.11612604	0.008943691	90	12.98413	0.00E+00
ParcelleBMX140/15	-0.08784688	0.008476720	4	-10.36331	5.00E-04
ParcelleBMX140/30	-0.09323438	0.008476720	4	-10.99887	4.00E-04
ParcelleBMX240/15	-0.10130313	0.008476720	4	-11.95075	3.00E-04
ParcelleBMX240/30	-0.09713125	0.008476720	4	-11.45859	3.00E-04
Fixed effect: As~Parcelle					
	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	0.09054896	0.01070249	90	8.460551	0.0000
ParcelleBMX140/15	-0.05213750	0.01473659	4	-3.537963	0.0241
ParcelleBMX140/30	-0.05727500	0.01473659	4	-3.886585	0.0177
ParcelleBMX240/15	-0.06937187	0.01473659	4	-4.707458	0.0093
ParcelleBMX240/30	-0.06582917	0.01473659	4	-4.467056	0.0111
Fixed effect: Sr~Parcelle					
	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	6.562756	1.196210	90	5.486292	0.0000
ParcelleBMX140/15	1.649572	1.602563	4	1.029334	0.3615
ParcelleBMX140/30	1.314297	1.602563	4	0.820122	0.4582
ParcelleBMX240/15	0.918284	1.602563	4	0.573010	0.5973
ParcelleBMX240/30	1.101531	1.602563	4	0.687356	0.5296

Fixed effect: Na-Parecelle					
	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	15.818502	6.670415	90	2.3714418	0.0199
ParcelleBMX140/15	-3.634475	9.370810	4	-0.3878507	0.7179
ParcelleBMX140/30	-12.235706	9.370810	4	-1.3057256	0.2617
ParcelleBMX240/15	-3.724144	9.370810	4	-0.3974196	0.7114
ParcelleBMX240/30	8.308194	9.370810	4	0.8866036	0.4254
Fixed effect: Co-Parecelle					
	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	5.126603	1.660650	90	3.087106	0.0027
ParcelleBMX140/15	-2.442397	1.680774	4	-1.453138	0.2198
ParcelleBMX140/30	-3.116891	1.680774	4	-1.854438	0.1373
ParcelleBMX240/15	-3.181084	1.680774	4	-1.892631	0.1314
ParcelleBMX240/30	-2.985987	1.680774	4	-1.776555	0.1503
Fixed effect: Ga-Parecelle					
	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	0.014879167	0.002121046	90	7.015014	0.0000
ParcelleBMX140/15	0.003384375	0.002999612	4	1.128271	0.3223
ParcelleBMX140/30	0.000828125	0.002999612	4	0.276077	0.7962
ParcelleBMX240/15	0.000828125	0.002999612	4	0.276077	0.7962
ParcelleBMX240/30	0.000709375	0.002999612	4	0.236489	0.8247
Fixed effect: Rb-Parecelle					
	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	6.052857	2.492419	90	2.428507	0.0171
ParcelleBMX140/15	6.295147	2.764349	4	2.277262	0.0850
ParcelleBMX140/30	4.594791	2.764349	4	1.662160	0.1718
ParcelleBMX240/15	4.733759	2.764349	4	1.712432	0.1620
ParcelleBMX240/30	3.102634	2.764349	4	1.122375	0.3245

Fixed effect: Ba-Parecelle					
	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	1.6160833	0.4330417	90	3.731935	0.0003
ParcelleBMX140/15	-0.0678219	0.5799421	4	-0.116946	0.9125
ParcelleBMX140/30	-0.2594469	0.5799421	4	-0.447367	0.6778
ParcelleBMX240/15	0.7910500	0.5799421	4	1.364016	0.2443
ParcelleBMX240/30	0.0230844	0.5799421	4	0.039805	0.9702
Fixed effect: Pb-Parecelle					
	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	0.10964167	0.02233695	90	4.908532	0.0000
ParcelleBMX140/15	-0.03189063	0.03158922	4	-1.009541	0.3698
ParcelleBMX140/30	-0.05513125	0.03158922	4	-1.745255	0.1559
ParcelleBMX240/15	-0.04028125	0.03158922	4	-1.275158	0.2713
ParcelleBMX240/30	-0.01526875	0.03158922	4	-0.483353	0.6541
Fixed effect: Cr-Parecelle					
	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	0.6422844	0.1755366	90	3.658976	0.0004
ParcelleBMX140/15	-0.4851125	0.2482463	4	-1.954158	0.1224
ParcelleBMX140/30	-0.5640000	0.2482463	4	-2.271937	0.0855
ParcelleBMX240/15	-0.5143469	0.2482463	4	-2.071922	0.1070
ParcelleBMX240/30	-0.2488438	0.2482463	4	-1.002407	0.3729
Fixed effect: Se-Parecelle					
	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	0.0218313	0.9185822	90	0.0237662	0.9811
ParcelleBMX140/15	0.2111458	1.2990713	4	0.1625360	0.8788
ParcelleBMX140/30	0.3525823	1.2990713	4	0.2714110	0.7995
ParcelleBMX240/15	0.0301969	1.2990713	4	0.0232450	0.9826
ParcelleBMX240/30	2.9074083	1.2990713	4	2.2380668	0.0888

Note : 140 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 15 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 140/15), 240 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 15 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 240/15), 140 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 30 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 140/30) et 240 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 30 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 240/30).

Annexe 4. Poids foliaires moyens avec écarts-types du peuplier hybride en Estrie selon les différents amendements de matières résiduelles fertilisantes.



Gains moyens en diamètre du peuplier hybride en Estrie selon les différents amendements de matières résiduelles fertilisantes par rapport aux parcelles non traitées.

Gains moyens en poids foliaire par rapport au témoin (%)	
BMX 140/15	353
BMX 140/30	470
BMX 240/15	435
BMX 240/30	506

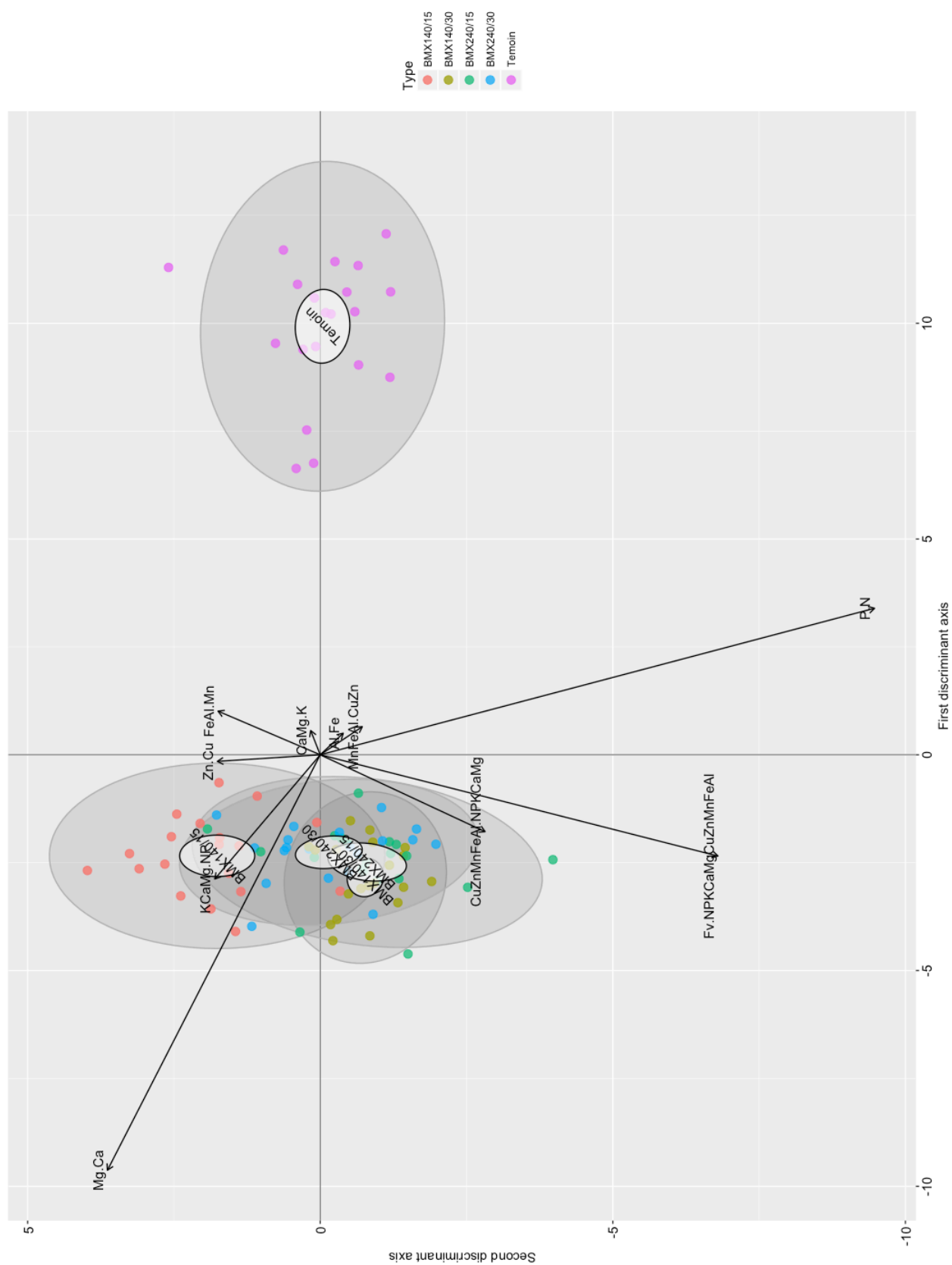
Note : Différentes lettres indiquent des résultats statistiquement différents à $p < 0.05$. 140 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 15 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 140/15), 240 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 15 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 240/15), 140 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 30 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 140/30) et 240 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 30 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 240/30).

Annexe 5. Tableaux des résultats statistiques des analyses morphologiques du peuplier hybride en Estrie selon les différents amendements de matières résiduelles fertilisantes.

Fixed effects: Hauteur Totale ~ Parcelle					
Parcelle	Value	Std Error	DF	t-value	p-value
BMX 140/15 (Intercept)	6,049	0,3231065	90	18,721382	0,0000
BMX 140/30	0,3105	0,2762361	4	1,124038	0,3239
BMX 240/15	0,4465	0,2762361	4	1,616371	0,1813
BMX 240/30	0,1885	0,2762361	4	0,682387	0,5325
Temoin	-2,6235	0,2762361	4	-9,497309	0,0007
Fixed effects: Diametre ~ Parcelle					
Parcelle	Value	Std Error	DF	t-value	p-value
BMX 140/15 (Intercept)	63,80	2,785445	90	22,904776	0,0000
BMX 140/30	10,25	3,911528	4	2,620459	0,0588
BMX 240/15	14,25	3,911528	4	3,643077	0,0219
BMX 240/30	11,20	3,911528	4	2,863331	0,0458
Temoin	-41,20	3,911528	4	-10,532968	0,0005
Fixed effects: Surface moyenne ~ Parcelle					
Parcelle	Value	Std Error	DF	t-value	p-value
BMX 140/15 (Intercept)	145,69285	10,22171	90	14,253268	0,0000
BMX 140/30	27,9001	14,45569	4	1,930043	0,1258
BMX 240/15	22,8042	14,45569	4	1,577524	0,1898
BMX 240/30	28,23775	14,45569	4	1,953401	0,1225
Temoin	-106,21215	14,45569	4	-7,347429	0,0018
Fixed effects: Poids Moyen ~ Parcelle					
Parcelle	Value	Std Error	DF	t-value	p-value
BMX 140/15 (Intercept)	1,330885	0,1109685	90	11,993353	0,0000
BMX 140/30	0,324775	0,1569332	4	2,069511	0,1073
BMX 240/15	0,24441	0,1569332	4	1,557414	0,1944
BMX 240/30	0,421245	0,1569332	4	2,684231	0,0550
Temoin	-0,9434	0,1569332	4	-6,011474	0,0039

Note : 140 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 15 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 140/15), 240 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 15 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 240/15), 140 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 30 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 140/30) et 240 t ha⁻¹ de biosolides papetiers en combinaison avec 30 t ha⁻¹ de boue de chaux (BMX 240/30).

Annexe 6: Figure CND-ilsr foliaire agrandie



Annexe 7: Compositions chimiques des MRF utilisées dans cette étude

Compositions chimiques des biosolides papetiers et des boues de chaux de DOMTAR										
	% N	% C	% SiO2	% Al2O3	% CaO	% K2O	% MgO	% MnO	% Na2O	% P2O5
Moy Biosolides	1,23	21,90	29,27	6,30	10,32	0,88	2,41	0,08	0,88	0,47
EC Biosolides			1,16	0,02	0,21	0,01	0,07	0,00	0,04	0,01
Moy boues de chaux	0,00	11,15	1,02	0,35	53,34	0,07	0,78	0,03	1,01	0,60
EC boues de chaux			0,39	0,11	0,88	0,06	0,02	0,02	0,04	0,39
	% Fe2O3	Zn (ppm)	% TiO2	Ba (ppm)	Co (ppm)	Ga (ppm)	La (ppm)	Ni (ppm)	Pb (ppm)	Rb (ppm)
Moy Biosolides	2,12	244,67	0,28	259,00	9,33	0,00	8,33	22,33	23,00	33,00
EC Biosolides	0,03	14,01	0,01	8,54	3,06	0,00	14,43	2,52	6,24	1,00
Moy boues de chaux	0,21	86,00	0,04	105,33	0,00	0,00	2,33	1,67	16,33	1,67
EC boues de chaux	0,04	135,97	0,01	45,57	0,00	0,00	4,04	2,89	17,62	2,89
	Sr (ppm)	Th (ppm)	U (ppm)	V (ppm)	Y (ppm)	Zr (ppm)	Nb (ppm)	Cr (ppm)	Ce (ppm)	Nd (ppm)
Moy Biosolides	123,67	6,33	2,00	32,33	11,67	135,00	2,00	47,00	36,33	18,33
EC Biosolides	5,03	5,69	3,46	1,53	0,58	10,54	3,46	5,00	12,06	3,51
Moy boues de chaux	282,00	2,00	0,00	14,67	6,33	5,00	0,00	2,33	11,00	5,67
EC boues de chaux	10,15	3,46	0,00	5,13	1,15	4,58	0,00	4,04	13,45	9,81